



# Biokol som filter för rening av näringsrika restvattenströmmar

---

*Biochar as a filter for purification of nutrient-rich wastewater*

Jacqueline Hellmann

Examensarbete • 15 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
Trädgårdsvetenskap  
Trädgårdsingenjör odling  
Alnarp, 2021





# Biokol som filter för rening av näringsrika restvattenströmmar

*Biochar as a filter for purification of nutrient-rich wastewater*

Jacqueline Hellmann

**Handledare:** Ann-Mari Fransson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Bitr. handledare:** Sammar Khalil, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

**Examinator:** Håkan Asp, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E

**Kurstitel:** Självständigt arbete i Trädgårdsvetenskap

**Kurskod:** EX0844

**Program/utbildning:** Trädgårdsingenjör odling

**Kursansvarig inst.:** Institutionen för biosystem och teknologi

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2021

**Omslagsbild:** Jacqueline Hellmann

**Nyckelord:** Biokol, biokolfilter, näringsadsorption, näringsrecirkulering, filtrering, kväve, Tot-N, fosfor, Tot-P, restvatten.

**Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgård- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för biosystem och teknologi

## Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

<https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

## Sammanfattning

Arbetet syftar till att kartlägga de mekanismer som gör sig gällande under filtrering av förorenat vatten med biokol för att svara på frågan "Vilka egenskaper hos biokol har störst betydelse för dess potential att effektivt rena näringsrika restvatten?". Biokol är en produkt med många olika möjliga egenskaper beroende på använd biomassa och framställningsteknik, samt ett hållbart material och en klassificerad kolsänka. Biokol liknar i stor utsträckning aktivt kol – en välansvärd filterprodukt men som är dyrare och mer resurskrävande att framställa. Genom att undersöka biokolets filtreringspotential för näringsrika restvatten hoppas jag bidra till kunskapsläget för att utveckla en miljövänligare kommersiell filterprodukt. Dessutom finns ytterligare ett användningsområde för det fulla biokolfiltret; nämligen som näringsladdad substratkomponent då biokol traditionellt är känd som jordförbättrare. Även ett biokolfilter som ej når optimal reningspotential är intressant tack vare dess många miljönyttor och bidrag till ett mer cirkulärt samhälle. Biokolets filtreringspotential kartläggs här genom en litteraturstudie och sammanfattningsvis kan konstateras att en mängd faktorer och parametrar inverkar på adsorptionen av näringsämnen från lösning till biokolet, men ytaktiva (laddade) adsorptionsplatser och en välutvecklad porstruktur är några av nyckelfaktorerna för ett lyckat reningsresultat.

*Nyckelord:* biokol, filter, rening, näringsadsorption, näringsrecirkulering, filtrering, kväve, Tot-N, fosfor, Tot-P, restvatten.

## Abstract

This work aims to map the mechanisms that occur during filtration of polluted water with biochar to answer the question "Which properties of biochar have the greatest significance for its potential to effectively purify nutrient-rich wastewaters?". Biochar is a product with many different possible properties depending on used biomass and production technology, as well as a sustainable material and a classified carbon sink. Biochar can to a large extent be compared to activated carbon – a well-used filter product that is both more expensive and more resource-intensive to produce. By investigating the biochar's filtration potential for nutrient-rich wastewater, I hope to contribute to the state of knowledge to develop a more environmentally friendly commercial filter product. In addition, there is another area of use for the full biochar filter; namely as a nutrient-laden substrate component as biochar is traditionally known as a soil amendment. A biochar filter that does not reach optimal purification capacity is also of interest thanks to its many environmental benefits and contribution to a more circular society. The filtration potential of biochar is mapped through a literature study and in summary it can be stated that a number of factors and parameters affect the adsorption of nutrients from solution to the biochar, but active surface charges acting as adsorption sites and a well-developed pore structure are some key factors for a successful purification result.

*Keywords:* biochar, filter, purification, nutrient adsorption, nutrient recycling, filtration, nitrogen, Tot-N, phosphorus, Tot-P, wastewater.

## Förord

Jag önskar tacka mina handledare Ann-Mari Fransson och Sammar Khalil, samt rikta tack till EcoTopic AB som har varit ett stöd och låtit mig göra arbetet inom ramen för projektet *Digitaliserade odlingssystem i Stockholms industriområden - en innovativ installation för urbana kretslopp* som drivs av Invest Stockholm Business Region. Ytterligare tack till Linus Karlsson (IVL Svenska Miljöinstitutet) och Alexander Betsholtz (Lunds universitet) för tålamod och delgivande av kompetens under sin fritid. Och slutligen tack till Ella Lynander för goda råd och klarsynthet.

# Innehållsförteckning

<b>Förkortningar .....</b>	<b>8</b>
<b>1. Inledning .....</b>	<b>9</b>
1.1. Syfte och mål .....	10
1.2. Bakgrund: biokol .....	11
1.2.1. Historia .....	11
1.2.2. Definition .....	12
1.2.3. Tillverkning .....	12
1.2.4. Struktur .....	15
1.2.5. Egenskaper .....	16
<b>2. Material och metod .....</b>	<b>22</b>
<b>3. Resultat .....</b>	<b>23</b>
3.1. Litteraturstudie biokolfilter .....	23
3.1.1. Biokolfilterförsök .....	24
3.2. (Ad)sorptionsmekanismer .....	30
3.2.1. Fosforreaktioner .....	30
3.2.2. Kväverreaktioner .....	31
3.2.3. Biofilm .....	32
3.2.4. pH .....	33
3.2.5. Porer och specifik yta .....	35
3.2.6. Samexisterande joner .....	36
3.2.7. Absorption .....	37
<b>4. Diskussion .....</b>	<b>39</b>
4.1. Slutsats .....	44
<b>Referenser .....</b>	<b>47</b>

## Förkortningar

2,4-D	2,4-diklorfenoxiättiksyra
AEC	Anjonbyteskapacitet
CAP	<i>Conventional anoxic pyrolysis</i> (syrefri pyrolys)
CEC	Katjonbyteskapacitet
DOC	Lösta organiska kolföreningar
DOM	Löst organiskt material
EBC	European Biochar Certificate
EC	Elektrisk konduktivitet / ledningstal
HTC	Hydrotermisk karbonisering
IBI	International Biochar Initiative
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
TLUD	<i>Top-lit updraft gasifier</i> (toppeldad förgasningsreaktor)
TOC	Totalt organisk kol
TSS	Suspenderade partiklar
WHC	Vattenhållande kapacitet



# 1. Inledning

I samhället produceras flertalet näringsrika restvattenströmmar som tenderar att vara kostnads- och resursintensiva att hantera. En del riskerar bidra till övergödningsproblematiken när de når ytvattnet, andra behöver magasineras och transporteras innan de kan användas som gödselvatten hos en lantbrukare. Genom att ta fram en hållbar, kostnadseffektiv och miljövänlig metod för rening av dessa näringsrika restvatten skulle det kunna möjliggöra reducerade kostnader då mer av vattnet kan recirkuleras inom systemen alternativt släppas ut direkt till en recipient, samt att näringsämnen kan fångas upp och återanvändas inom produktion vilket kan bidra till ett minskat beroende av tillförd gödning, t ex mineralgödsel.

I litteraturen framhålls biokol, traditionellt känd som jordförbättrare, som en produkt med potential att rena restvatten från diverse föroreningar (Li et al., 2014), inte minst då materialet har likheter med aktivt kol som är en känd filterprodukt. Utvecklingen av biokolindustrin är en viktig pusselbit i kampen mot klimatförändringarna. År 2018 blev biokol klassat som en Negative Emission Technology av FN:s klimatpanel IPCC (Schmidt, 2018). En kubikmeter biokol kan motsvara mellan 450–900 kg koldioxidekvivalenter beroende på fraktionsstorlek.<sup>1</sup> Fler applikationsområden för biokol möjliggör att vi kan skala upp industrin till de nivåer som behövs för klimatet. Multipla applikationsområden för ett och samma biokol innebär även en möjlig kostnadsreduktion av produkten och jämfört med andra filter på marknaden är ett näringsladdat biokolfilter en mervärdesprodukt.

Biokol framställs när växtbiomassa hettas upp i en syrefattig miljö.<sup>2</sup> Lättrörliga ämnen avgår som gaser medan en stabil kolrik produkt kvarstår; detta är biokol. Beroende på biomassa och framställningsteknik ges biokolet varierande egenskaper gällande exempelvis askhalt, porositet och näringshållande förmåga (Banik et al., 2018; Tomczyk et al., 2020). Gemensamt för många biokol är att de har en hög C/N-kvot då det mesta av kvävet avgår i tillverkningen medan det mesta av kolet är kvar (Tomczyk, 2020). I de fall man avser använda biokol som

---

<sup>1</sup> Uppgift från samtal med Mattias Gustafsson, EcoTopic AB, 10 april 2021.

<sup>2</sup> Arbetet följer European Biochar Certificate:s (EBC) definition av biokol som framställt från just växtbiomassa, medan andra definitioner av biokol är bredare och inkluderar fler organiska biomassor.

jordförbättrare är det därför viktigt att ladda det med näring för att immobilisering av kväve inte ska ske efter jordapplikation med reducerad tillväxt som följd (Karlsson, 2019; Wilson, 2014). Därför är biokol en intressant produkt när det kommer till filtermaterial; genom att ladda biokolet med hjälp av näringsrika restvatten kan det vidareanvändas som jordförbättrare i en annan kontext. Mervärden från en sådan systemlösning är (1) att organiska restprodukter får en avsättning i form av biokoltillverkning. (2) Biokolet utgör en kolsänka och (3) tillverkningen genererar koldioxidnegativt samt förnybar energiproduktion i form av gas och olja (biprodukter). (4) Med biokol som filter kan vi rena vatten och hushålla med resurser samt (5) förbättra våra odlingsjordars bördighet och resiliens med näringsladdat biokol.

## 1.1. Syfte och mål

Arbetet görs inom ramen för projektet *Digitaliserade odlingssystem i Stockholms industriområden - en innovativ installation för urbana kretslopp* som drivs av Invest Stockholm Business Region AB, i vilket bl.a. EcoTopic AB ingår. Förhoppningen är att det ska bidra till utvecklingen av kommersiella biokolfilter för att mer av samhällets näringsrika restvatten ska kunna renas och recirkuleras eller släppas ut till recipient istället för att utgöra en belastning samtidigt som ett näringsladdat biokol kan vidareanvändas som substratkomponent i exempelvis urbana trädplanteringar (skelettjordar) eller andra odlingssammanhang.

Frågeställningen för arbetet är ”Vilka egenskaper hos biokol har störst betydelse för dess potential att effektivt rena näringsrika restvatten?”. Eftersom biokol kan besitta många olika egenskaper är målet att hitta det biokol, avseende biomassa och framställningsteknik, som har de viktigaste egenskaperna och som därför bäst lämpar sig för syftet.

I arbetet har avgränsningar gjorts. Biokolfilter kommer att undersökas i fråga om adsorption av växtnäringsämnen samt i viss mån absorption av suspenderade partiklar. Mekanismer för rening av andra slags föroreningar som exempelvis tungmetaller, rester av bekämpningsmedel eller läkemedelsrester studeras ej i detalj. När det kommer till tillverkningen av biokol finns det mycket som kan sägas om processen och teknologin i form av exempelvis de olika reaktorernas utformning. Detta berörs i den omfattning som krävs för att det ska bli tydligt hur tillverkningsmetod påverkar biokolets egenskaper, men arbetet gör inte anspråk på att förmedla en komplett bild av tillverkningsprocessen. Vidare; för att öka adsorptionskapaciteten hos biokol utvecklas allt fler metoder för att aktivera biokolet genom att på olika sätt för- eller efterbehandla det. Dessa metoder kan

mer eller mindre påverka hållbarheten i biokoltillverkningen och det är också ett omfattande område i sig självt varför det inte valts att redogöra för i detta arbete.

## 1.2. Bakgrund: biokol

### 1.2.1. Historia

Biokol är ingen ny uppfinning. År 1874 började man intressera sig för och studera de bitvis svarta jordarna i Amazonas, s.k. *Terra preta*, eftersom de föreföll sammanlänkade med frodigare växtlighet i de annars näringsfattiga och vittrade oxisol-jordarna (Science Daily, 2006; Wilson, 2014). Man fann att den frodiga växtligheten korrelerade med högre kolhalt i jorden; 250 ton/ha jämfört med 100 ton/ha i icke kolberikad jord, se *Figur 1* (Karlsson, 2019). Med kol 14-metoden kunde man datera kolet i Amazonas jordar till så mycket som 7 000 år gammalt (Ibid). Huruvida biokol framställts avsiktligt av människor eller är en positiv men oavsiktlig bieffekt av mänsklig aktivitet är omdiskuterat. Biokol är traditionellt känd som jordförbättrare tack vare dess höga vatten- och näringshållande kapacitet, liksom den porösa strukturen och tendensen att stimulera mikroorganismerna i jorden (Parmar et al., 2014). Sedan 2018 har biokol varit en erkänd kolsänka av FN:s klimatpanel Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) tack vare dess höga motståndskraft mot nedbrytning (Schmidt, 2018).



*Figur 1: visar skillnaden mellan en icke-biokolberikad jord i Amazonas (till vänster) och en med biokol (till höger). (Källa: Hance, 2012. Foto: Bruno Glaser.)*

### 1.2.2. Definition

När det kommer till vad som bör klassas som biokol väljer jag att utgå ifrån European Biochar Certificate:s (EBC) definition. Dessa riktlinjer har tagits fram av Ithaka Institute med syfte att försäkra att produktionen och produkten bidrar till att upprätthålla en hög nivå av hållbarhet och säkerhet vad gäller användning och applikation:

Biokol är ett poröst, kolhaltigt material som produceras genom pyrolys av växtbiomassor och appliceras på ett sådant sätt att det inneslutna kolet förblir lagrat som en långvarig kolsänka eller ersätter fossilt kol vid industriell tillverkning. Det är inte gjort för att brännas för energiproduktion (EBC, 2012; egen översättning).

Avseende biomassa tillverkas biokol alltså i dagsläget från växter och växtrester. Det exkluderar exempelvis gödsel, vissa slags rötresten, ben och avloppsslam. Biprodukter från tillverkningen (gas och olja) måste nyttjas och nationella gränsvärden för utsläpp måste efterföljas. Det finns ytterligare riktlinjer och gränsvärden kopplat till specifikt applikationsområde (i foder, odlingssammanhang eller som materialkomponent) (EBC, 2012). Dessa rör exempelvis typ av biomassa, eventuella rester av toxiner, tungmetaller eller andra material och föroreningar. Detta stycke gör ej anspråk på att vara heltäckande avseende EBC:s riktlinjer utan exemplifierar och tar upp de för arbetet viktigaste aspekterna.

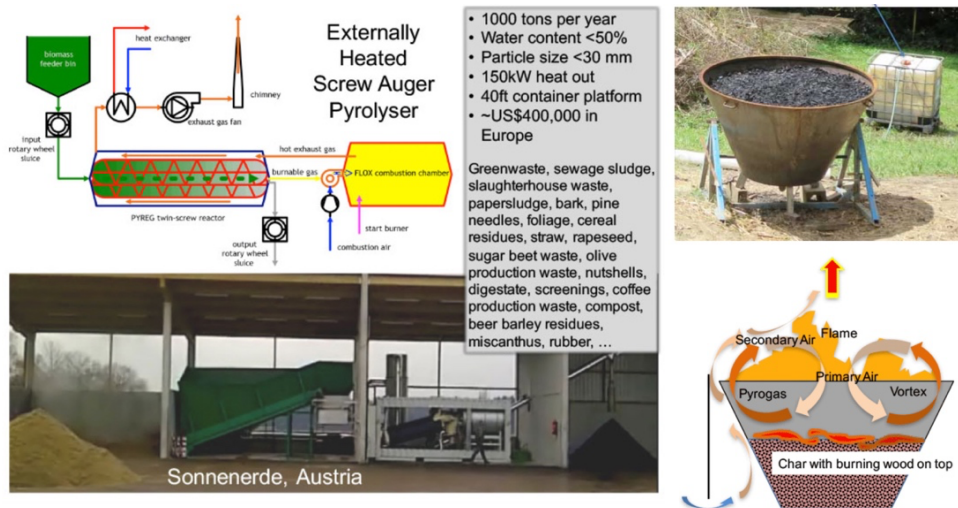
### 1.2.3. Tillverkning

För att upprätthålla en hög hållbarhetsnivå i produktionen är rekommenderad biomassa för biokoltillverkning samhällets organiska restprodukter. Många av dessa har liten eller ingen ekonomisk lönsamhet och riskerar därför att läggas på deponi och i värsta fall släppa ut växthusgaser tillbaka till atmosfären. Genom att använda restprodukter för biokoltillverkning utgör produktionen ett verktyg för att hantera besvärligt avfall och skapa avsättning. Parmar et al. (2014) nämner några potentiella restprodukter som flis, träpellets, trädbark, skörderester, drank, blast, presskakor från olje- och juiceindustrin, höns gödsel, mejerigödsel, avloppsslam, pappersslam och rötresten. I riktlinje med EBC:s definition av biokol exkluderas i dagsläget gödsel, slam och vissa slags rötresten som biomassa (EBC, 2012). Vidare anses inte flis eller träpellets vara restprodukter, åtminstone i Sverige, varför dessa biomassor inte bör prioriteras som användande för biokolproduktion. Andra tänkbara material att lägga till listan är park- och trädgårdsavfall, alger och tång.

Vidare produceras biokol genom termisk nedbrytning av organiskt material i en av tre möjliga processer; *pyrolys*, *förgasning* eller *hydrotermisk karbonisering*

(HTC). Samtliga tekniker innefattar uppvärmning av biomassa i en mer eller mindre syrefattig miljö men enbart pyrolys och förgasning har potential att producera ett biokol med egenskaper som faller inom ramen för EBC:s definition (mer om det nedan). Under uppvärmningsprocessen avdunstar flyktiga ämnen; olika syre- och väteföreningar, och det återstående kolrika materialet tillsammans med rester av bl.a. väte (H), syre (O), fosfor (P), svavel (S) och aska bildar grafitkristaller av aromatiskt kol som i jorden kan stå emot nedbrytning i tusentals år (Parmar et al., 2014; Karlsson, 2019). Gasen och aerosoler som avgår i upphettningen består huvudsakligen av brännbara gaser; kolmonoxid (CO), vätgas (H<sub>2</sub>), metangas (CH<sub>4</sub>), koldioxid (CO<sub>2</sub>), kvävgas (N<sub>2</sub>), samt vattenånga (Joseph et al., u å). Denna fraktion kan användas som energi för externa applikationer såsom fjärrvärme, men också för att driva själva pyrolysprocessen. En annan biprodukt från tillverkningen är bioolja som framställs från den del av gasen som är kondenserbar och denna fraktion kan i sin tur användas som biobränsle (Werner et al., 2018; Karlsson, 2019).

Pyrolys innebär att biomassan hettas upp i temperaturer på vanligtvis mellan 350–1 000 °C i en syrefri eller syrefattig miljö (EBC, 2012). Den syrefria miljön uppkommer genom att reaktorn fylls med kvävgas, alternativt kvävgas samt en mindre andel syre (Stomberg, 2019). Man kan då tala om s.k. *N-biokol* och *O-biokol* där den förra är mer polär pga. högre innehåll av alifatiska kolväten (motsatsen är aromatiska eller cykliska kolväten) vilket kan öka biokolets adsorptionskapacitet, och den senare är mer aromatisk med högre kol- och askinnehåll samt färre syreinhållande grupper då syrets närvaro orsakar en högre förbränningsgrad (Ibid). Vidare har flödes hastigheten på gasen under framställning visats ha en effekt på biokolets specifika yta och totala porvolym. Ytan på biokolet ökar i takt med ökat gasflöde, upp till en viss gräns, där den optimala flödes hastigheten tycks ligga på omkring 150 mL/min (Bouchelta et al., 2012). Pyrolysreaktorer sträcker sig från lågteknologiska ugnar eller batch-pyrolysatorer till mer högteknologiska pyrolyssystem där ingående biomassa kan torkas till nödvändiga nivåer (omkring 10–20%) och gaser används för exempelvis fjärrvärme (Joseph et al., u å; Bevan et al., 2020), se *Figur 2*.



Figur 2: exemplifierar pyrolysreaktorer och visar spannet mellan hög- och lågteknologisk utrustning. Till vänster en Pyreg dubbelskruv-reaktor och till höger en lågteknologisk batchpyrolysator, s.k. Kon-Tiki. (Källa: Joseph et al., u.å.)

Förgasning kännetecknas av högre närvaro av luft jämfört med en pyrolys och ibland högre temperaturer på 600–1 200 °C (Karlsson, 2019). Enligt EBC faller förgasning inom ramen för pyrolysteknologi men för att tillverkningen ska godkännas som hållbar ska gaserna brännas eller på annat sätt komma till nytta för att undvika miljöskadliga utsläpp. Det är också bra att känna till den högsta tillverkningstemperaturen under processen då denna kan orsaka att porer smälter samman (ofta >1 000 °C) och biokolets egenskaper påverkas. Möjligen kan man hitta likheter i egenskaper mellan ett kol som framställs genom förgasning och ett O-biokol. Förgasning är exempelvis en lämplig metod om man önskar maximera gasfraktionen för värme eller energi (Tomczyk et al., 2020).

Hydrotermisk karbonisering (HTC) eller "våt pyrolys" kännetecknas av lägre temperaturer (cirka 180–220 °C) och närvaro av vatten och tryck (Parmar et al., 2014). HTC är lämpligt för blöt biomassa eller biomassa med högre fukthalt än det som lämpar sig för pyrolys och förgasning. Produkten som bildas vid HTC kallas på engelska för *hydrochar*, eller HTC-kol, och är efter tillverkning en blöt produkt i en slags slurry som behöver genomgå ett antal steg för att torkas. HTC-kolets egenskaper särskiljer sig jämfört med egenskaperna hos biokol från pyrolys eller förgasning, vilket berörs närmare i avsnittet 1.2.5. *Egenskaper*.

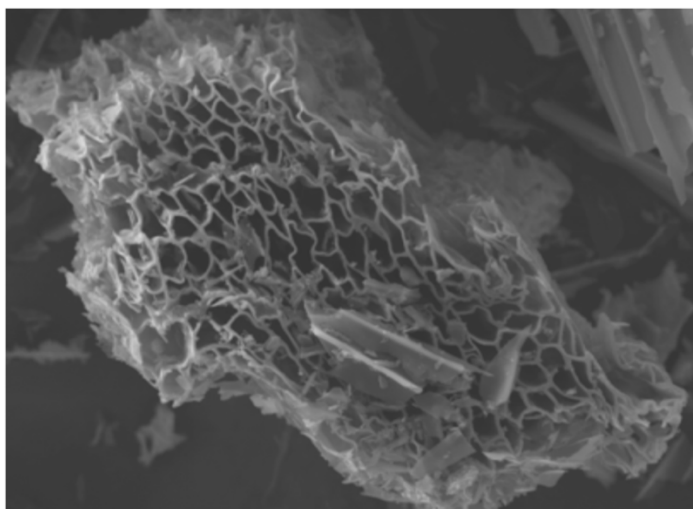
Tillverkningsteknik, uppehållstid, temperatur, ingående biomassa och dess fukthalt är parametrar som inverkar de utgående proportionerna mellan gas, bioolja samt biokol. Vad gäller uppehållstid i fråga om pyrolys kan biokolet framställas i en långsam pyrolys, vanligen med en uppehållstid på timmar vilket är den metod man använder när man önskar maximera mängden utgående biokol; ca 25–35% av ingående biomassa (Karlsson, 2019). En snabb pyrolys varar



vanligen bara ett par sekunder vilket betyder att uppvärmningshastigheten är mycket hög och kan nå dryga 1 000 °C /s. Det ställer också krav på att den ingående biomassan är finfördelad för att all biomassa ska kunna pyrolyseras. Metoden är lämplig om man önskar maximera andelen pyrolysolja, men detta bestäms även av temperaturen då man vid temperaturer mellan 600–1 000 °C istället får en högre andel gas. En intermittent pyrolys har en uppehållstid mellan den långsamma och snabba pyrolysen; vanligen upp emot 10 minuter (Ibid). Vilken metod man använder beror på vilken reaktor man har tillgång till, fraktionsstorleken på biomassan och vilken av fraktionerna olja, gas och biokol som man önskar maximera.

#### 1.2.4. Struktur

Biokolets höga motståndskraft mot nedbrytning beror på hur kolatomerna ordnas vid tillverkning. Lignin, cellulosa och hemicellulosa i biomassan omvandlas till olika allotroper av kol i biokolet (Wilson, 2014). Allotroper är olika slags strukturer vilka en uppsättning atomer kan vara organiserade i. Biokolets struktur liknar i mångt och mycket strukturen i den ingående biomassan; en pyrolyserad banan ser exempelvis ut som en förkrympt och förkolnad banan. Skillnaden är att kolet nu har ordnats i sexkantiga aromatiska kolringar, likt strukturen hos en bivaxkaka, på vilka det kvarvarande vätet och syret samt mineraler, eller aska, sitter. Ju högre framställningstemperatur desto mer går biomassan från att vara organisk till mineralisk. De bildar vad som liknar lager av skrynkliga ark; *grafitkristaller* (Ibid). Ett enskiktark (dvs. ett atomlager) av denna struktur kallas *grafen*. Denna aromatiska ringstruktur är vad som ligger bakom biokolets höga motståndskraft mot nedbrytning då den är svår för mikroorganismer att bryta ner. Men det är också vad som orsakar biokolets höga porositet; mellan varje lager av grafen bilas nämligen håligheter, eller porer, se *Figur 3* (Ibid).



*Figur 3: uppförstoring där strukturen i biokol görs tydlig. (Källa: Wilson, 2014.)*

### 1.2.5. Egenskaper

Biokol kan liknas både vid träkol (grillkol) och aktivt kol. Skillnaden när det kommer till träkol är det tilltänkta användningsområdet för produkten. Träkol är avsett att användas som bränsle medan det finns ett antal kriterier som biokolet måste uppfylla för att kunna bli en certifierad produkt. Ett av dem är att biokol ej får användas som bränsle för energiproduktion (EBC, 2012). När det kommer till skillnaden mellan biokol och aktivt kol är ambitionen att tillverka biokol av organiska restprodukter, medan aktivt kol inte sällan framställs av stenkol (men det kan också framställas av förnyelsebara material) (Karlsson, 2019). Vidare aktiveras aktivt kol kemiskt eller termiskt för att öka dess adsorptionskapacitet och effektiva yta, varför både klimatpåverkan från tillverkningen och kostnaden blir högre jämfört med biokol (Ibid).

#### *Användningsområden*

Biokol är traditionellt känd som jordförbättrare tack vare dess fysiokemiska egenskaper med bl.a. hög porositet (Parmar et al., 2014). Biokol kan därför lindra effekten från kraftiga regn tack genom att öka infiltrationskapaciteten i jorden, eller lindra torka tack vare dess höga vattenhållande kapacitet. Biokol kan även minska växthusgasutsläppen från jorden, har en hög katjonbyteskapacitet (CEC) dvs. näringshållande förmåga, tenderar att öka den mikrobiella aktiviteten i jorden, kan öka pH, minska urlakning av näringsämnen och immobilisera föroreningar i jordar; exempelvis kan halterna av tungmetaller i grödor minska (Ibid). Detta gör biokol till ett potentiellt verktyg för att förbättra jordbördigheten, grödans kvalitet, öka skörden och därigenom uppnå hållbar intensifiering av jordbruksproduktionen. Utöver jordförbättring kan biokol användas som bl.a. filter, fodertillskott, vid ståltillverkning och i betong (Gustafsson, 2013). Ithaka Institute tillhandahöll 2012 en lista över 55 olika användningsområden för biokol. Några av dem är kanske oväntade såsom användning som byggnadsisolering, i tyger för att förbättra lukten av kläder, som ersättare av mikroplast i kosmetika samt i kuddar och mikrovågsugnar som ett skydd mot elektromagnetisk strålning (Schmidt, 2012). Värt att komma ihåg är att biokol är ett namn för en produkt med många olika egenskaper och för varje applikation bör man sträva efter att hitta rätt slags biokol med avseende på biomassa, tillverkningsteknik och eventuell för- eller efterbehandling.

Tillverkningsteknik, uppehållstid, temperatur, ingående biomassa och dess fukthalt inverkar även på biokolets olika egenskaper med avseende på aska, pH, CEC, porositet, specifik yta, mineralinnehåll, kolkoncentration, förekomst av tungmetaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) samt andra organiska föreningar (Parmar et al. 2014; Wiedner et al., 2013). Se *Tabell 1* och *Tabell 2* i



slutet av avsnittet för en översiktlig sammanställning över hur biomassa respektive temperatur tenderar att påverka biokolets egenskaper.

#### *Kat- & anjonbyteskapacitet*

Katjonbyteskapacitet (CEC) syftar ofta på en jords förmåga att binda till sig katjoner (positiva joner) som sedan kan byta plats med varandra; dvs. ingå i katjonbyten. Många växtnäringsämnen är katjoner. Högt CEC finns vanligen hos de biokol som tillverkas vid lägre temperaturer ( $<500\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) (Banik et al., 2018). Takaya et al. (2016) redogör för CEC hos olika biokol där katjonbyteskapaciteten ligger på mellan 44–146 cmol<sub>c</sub>/kg beroende på biomassa och framställningstemperatur. Förekomsten av s.k. sura (syreinhållande) funktionella grupper på biokolets yta bidrar till CEC då dessa är negativt laddade och därför attraherar katjoner. Men mängden syreinhållande funktionella grupper är även beroende av den specifika ytarean då ökad specifik yta gör dem tillgängliga i högre grad. Ytarean ökar med ökad framställningstemperatur samtidigt som högre framställningstemperatur tenderar att ge högre avgång av syreinhållande funktionella grupper i gasform (Joseph et al., 2010; Karlsson, 2019). Anjonbyteskapacitet (AEC) är tvärtom måttet på adsorptionspotentialen av negativa joner och förekomsten av positivt laddade grupper, s.k. basiska funktionella grupper, på kolets yta bidrar till ökat AEC (Banik et al., 2018). Generellt sett kan man säga att AEC är högre på biokol som framställs i högre temperaturer och de basiska funktionella grupperna har setts öka vid framställning från  $700^{\circ}\text{C}$  (Ibid). Sura funktionella grupper är exempelvis hydroxyl-, fenol- och karboxylgrupper, medan några basiska funktionella grupper är amider och aminogrupeer (Yin et al., 2017).

#### *Aska*

Kolkoncentrationen och askfraktionen ökar generellt i biokolet med ökad tillverkningstemperatur (undantag är exempelvis försök med höns gödsel där kolkoncentrationen sågs minska med ökad pyrolystemperatur) (Chen et al., 2008; Cantrell et al., 2012). Biomassa har vidare en naturlig askhalt bestående av mineraler som den tagit upp under sin livstid och det mesta av denna blir kvar efter pyrolys (Weber och Quicker, 2018). Generellt sett har vedartad biomassa något lägre askhalt än exempelvis gödsel, gräs, hö och kornskal. Högre askhalt i ingående biomassa ger ett biokol med lägre kompakt densitet, medan lågt askinnehåll i kombination med högt lignininnehåll ökar biokolets mekaniska styrka (Amonette och Joseph, 2009). Högt askinnehåll i biomassan och i biokolet kan indikera högt innehåll av mineraler, PAH:er, metaller och tungmetaller (exempelvis i avloppsslam) vilka brukar vara bundna till funktionella grupper på kolet (Zama et al., 2017). Tungmetaller kan vara mer eller mindre biotillgängliga i den ursprungliga biomassan men försök har visat att en stor andel immobiliseras genom pyrolys och går således från att vara i biotillgänglig form i biomassan till

att vara potentiellt biotillgänglig eller icke biotillgänglig i biokolet (Jin et al., 2016).<sup>3</sup>

### *pH*

Biokol har vanligen basiskt pH men kan vara neutrala eller sura beroende på biomassa och framställningstemperatur. Generellt sett ökar pH med ökande temperatur pga. ökad askhalt, ökad koncentration av baskatjoner och karbonater samt en minskning av mängden sura funktionella grupper (exempelvis karboxylgrupper) (Li et al., 2017). Minskningen av de sura funktionella grupperna innebär även en minskning av biokolets katjonbyteskapacitet.

### *Porositet, porvolym och specifik yta*

Porer kan delas in i tre storlekar där mikroporer har en diameter på  $<2$  nm, mesoporer har en diameter på  $2\text{--}50$  nm och makroporer har en diameter på  $>50$  nm. Porstorlekarna tenderar att bestämmas av uppvärmningshastigheten, temperaturen, uppehållstiden, luftflöde och av biomassan. Biokolets porositet, porvolym och specifik yta är ofta sammanlänkade.

Högre temperatur och längre uppehållstid ger vanligen dels större porer, dels fler mikroporer; dvs. ökad porvolym och högre specifik yta (Karlsson, 2019; Li et al., 2017; Chen et al., 2014). Anledningen till att specifik yta också kan minska vid höga temperaturer (ofta kring  $800\text{--}1\,000$  °C) kan bero på att porstrukturen till viss del kollapsar alternativt att ytan blockeras av tjära (Li et al., 2017). Vid vilken temperatur detta sker beror på biomassan. Gödsel och annan biosolid biomassa (ej godkänt som biomassa för framställning av biokol enligt EBC (EBC, 2012)) ger en lägre specifik yta ( $5,4\text{--}94,2$  m<sup>2</sup>/g) jämfört med biomassa från växter och växtdelar såsom vete, ekträ, majsblast eller tallbarr som ger högre specifik yta ( $112\text{--}642$  m<sup>2</sup>/g) (Ibid).

En långsam uppvärmning vid framställning ger en större andel mikroporer medan en snabb uppvärmning ger mer makroporer (Karlsson, 2019). Mängden porer blir högre i biomassa som besitter en stor mängd flyktiga ämnen som i tillverkningsprocessen har potential att avgå i gasform och en högre temperatur gör alltså att fler av dessa ämnen avgår. Generellt sett har ligninrik biomassa (exempelvis bambu och kokosnötskal) en tendens att bilda en större andel makroporer, medan cellulosarik biomassa (exempelvis fröskal) tenderar att bilda

---

<sup>3</sup> Olika mekanismer bör inverka på vad som gör att tungmetaller skulle ingå i katjonbytesreaktioner i mindre utsträckning än växtnäringsämnen (varför man talar om att de "immobiliseras"). Dessa mekanismer skulle kunna vara kopplade till föroreningens storlek, laddning samt hur den reagerar på pH eller förekomst av andra metaller i biokolet, osv. Dock utesluts den här typen av redogörelse i arbetet då fokus ligger på växtnäringsämnen.

en större mängd mikroporer (Li et al., 2017). För vedartad biomassa är porositeten generellt som högst runt 750 °C (Downie et al., 2009).

#### *Mineralinnehåll*

Biokol kan innehålla mer eller mindre av biomassans ursprungliga kalium (K), kalcium (Ca), magnesium (Mg) och fosfor (P). Däremot avgår det mesta av svavel (S) och kväve (N) i framställningsprocessen. Näringsämnena på biokolets yta kan byta plats med eller fällas ut med andra näringsämnen som via en lösning kommer i kontakt med kolet. Både biomassa och framställningstemperatur inverkar på förekomsten av mineraler i biokolet. Trenden är att mängden mineraler ökar relativt mängden kol med ökande temperatur (Li et al., 2017). Vid framställningstemperatur på 200 °C sker en ökning av dessa mineralers vattenlöslighet följt av att de vid högre temperaturer tenderar bli mindre vattenlösliga, troligen pga. kristallisering eller att de binds in i en silikonstruktur med låg löslighet (Ibid).

#### *Biokol och HTC-kol*

Vid närmare studie av biokol och HTC-kolens egenskaper upptäcks så pass betydande olikheter att de bedöms som olika produkter. Där EBC och International Biochar Initiative (IBI) har krav på vad ett biokol bör besitta för egenskaper, exempelvis angående gränsvärden för askhalt och totalt organiskt kolinnehåll (TOC) för att få kallas biokol, finns inget motsvarande för HTC-kol (Wiedner et al., 2013). Enligt EBC:s och IBI:s standarder klassificeras HTC-kol ibland som pyrolysaska (Ibid).

Wiedner et al. (2013) studerar hur tillverkningsteknikerna pyrolys, förgasning och HTC inverkar på slutprodukternas egenskaper. HTC-kol har mindre förekomst av aromatiska kolväten vilket troligen gör dem mindre stabila mot nedbrytning jämfört med biokol, däremot är CEC ofta högre. Medan ledningstalet (EC) tenderar att öka i framställningen av biokol, var trenden istället en minskning i framställningen av HTC-kol. HTC-kol har inte heller samma ökning av askhalten i framställningen som biokol har. Biokol har ofta en högre specifik yta (ofta flera hundra m<sup>2</sup>/g) jämfört med HTC-kol, men specifik yta är också kopplat till biomassan. Vidare är det stor skillnad på förekomsten av O/C och H/C-kvoten mellan biokol och HTC-kol. Ett lågt O/C och H/C innebär att mer av syret och vätet har avgått i framställningen; syre avgår bl.a. i form av CO<sub>2</sub> och väte bl.a. i form av CH<sub>4</sub> (Ibid). EBC:s riktlinjer sätter gränsvärde för H/C <0,7 och O/C <0,4 för produkter som får klassas som biokol (EBC, 2012). I försöket hos Wiedner et al. (2013) faller samtliga biokol inom gränsvärdena medan bara något enstaka HTC-kol lyckas uppfylla detsamma. Lågt O/C och H/C är en indikation på hög aromaticitet och således även långsam nedbrytning samt låg polaritet, och HTC-kolets högre O/C kan bero på en högre förekomst av hydroxyl-, karboxyl- och

karbonylgrupper, dvs. funktionella grupper som bidrar till högre CEC. Den totala förekomsten av PAH:er är generellt sett högre i HTC-kol än i biokol (Ibid). Riktlinjer och gränsvärden anpassade för HTC-kol hade kunnat underlätta applikationen av produkten.

Det är möjligt att HTC-kolet är en intressant produkt för filterapplikation i kombination med att framställningstekniken tillåter blöt biomassa. Takaya et al. (2016) redogör för adsorptionsförsök med HTC-kol och biokol från olika biomassor. HTC-kolen presterade likvärdigt med biokolen i filtreringsförsöket. HTC-kol utesluts emellertid framöver i det här arbetet eftersom produkten ej faller inom EBC:s definition av biokol.

### *Sammanfattning*

*Tabell 1* och *Tabell 2* sammanställer generella egenskaper att vänta hos biokol baserat på använd biomassa respektive tillverkningstemperatur.

*Tabell 1. Sammanställning över biokolets egenskaper baserat på biomassa, där en indelning gjorts mellan träbaserad och icke träbaserad biomassa.*

	<b>Träbaserad biomassa</b>	<b>Icke träbaserad biomassa*</b>	Referens
<b>Kolmängd (≠ kolkonc.)</b>	+	–	Shariff et al., 2016
<b>Askhalt</b>	–	+	Jafri et al., 2018; Karlsson, 2019
<b>Flyktiga ämnen (innehåll)</b>	+	–	Jafri et al., 2018
<b>CEC</b>	–	+	Tag et al., 2016
<b>pH</b>	–	+	Tag et al., 2016
<b>Specifik ytareal</b>	+	–	Lu et al., 2012; Karlsson, 2019
<b>Porvolym</b>	+	–	Leng et al., 2020; Tomczyk et al., 2020
<b>Porstorlekar</b>	+	–	Leng et al., 2020; Li et al., 2017
<b>Bulk-/skrymdensitet</b>	+	–	Jafri et al., 2018
<b>PAH:er</b>	–	+	Yaricoglu et al., 2015
<b>Aromaticitet</b>	+	–	Domingues et al., 2017

\*Notera att kategorin innefattar en mängd material som sinsemellan kan besitta varierade egenskaper.

Tabell 2. Sammanställning över biokolets egenskaper baserat på framställningstemperatur, där en gränsdragning har gjorts vid 500°C.

	Låg temp. <500°C*	Hög temp. >500°C*	Referens
Kolmängd (≠ kolkonc.)	+	–	Chen et al., 2008
Askhalt	–	+	Chen et al., 2008
Flyktiga ämnen (innehåll)	+	–	Shaaban et al., 2014
CEC	+	–	Joseph et al., 2010
AEC**	–	+	Banik et al., 2018
pH	–	+	Yuan et al., 2011
Specifik yta	–	+	Bonelli et al., 2007; Karlsson, 2019
Porvolym	–	+	Bonelli et al., 2007
Porstorlekar***	–	+	Kutilek et al., 2006; Lei & Zhang, 2013
Bulk-/skrymdensitet****	+	–	
PAH:er	–	+	Garcia-Perez, 2008
Aromaticitet	–	+	Wiedner et al., 2012
Polaritet	+	–	Ghani et al., 2013

\*Notera att indelningen i låg och hög temperatur med respektive gränsdragning är en grov indelning där generella egenskaper hos biokol presenteras med syfte att skapa en överblick.

\*\* Basiska funktionella grupper har hos referens setts öka fr o m 700°C.

\*\*\*Mikroporer är vad som framförallt bidrar till hög specifik yta. En ökad temperatur genererar ökning av både mikro- och makroporer, dvs. både porstorlekar och porositeten ökar med ökad temperatur.

\*\*\*\*Ökad temperatur ger ökad avgång av flyktiga ämnen, en porösare struktur och därför lägre skrymdensitet.

## 2. Material och metod

Metoden i arbetet har gått ut på att samla relevant vetenskapligt material genom att använda framförallt engelska sökord såsom *biochar*, *biomass*, *temperature*, *properties*, *filter*, *nutrient-rich wastewater filtration*, *adsorption*, *nitrogen*, *phosphorous* i databaser som Google Scholar, Primo och Web of Science. Ett annat tillvägagångssätt har varit att hitta material genom referenser och källor via artiklar. Sökningen har genererat material som legat till grund för den genomgångna bakgrundsbeskrivningen om biokol samt för litteraturstudien med filtreringsförsök och för avsnittet som förklarar vilka mekanismer som bör vara relevanta att förstå i filtreringssammanhang.

Initialt kommer litteraturstudien att redogöra för och sammanfatta fem olika filterförsök. Försöken är inte avgränsade till rening av enbart eller särskilt näringsrika restvatten, utan även exempelvis dagvatten eller syntetiska lösningar innehållande mer eller mindre olika ämnen inkluderas. Anledningen till detta är att mekanismerna som inverkar på resultatet kan vara relevant att försöka förstå ändå, eller att det specifika försöket har andra inslag som gör det intressant såsom en jämförelse mellan reningspotentialen av aktivt kol och biokol. Vidare redogörs för adsorptionsmekanismer kopplat till näringsämnena kväve och fosfor samt olika egenskaper hos biokolet som kan tänkas göra sig gällande i filtreringssammanhang och påverka resultaten. Detta diskuteras med målet att försöka identifiera parametrarna som ligger till grund för försöksresultaten. Slutligen presenteras förslag på hur vidare filterförsök och en eventuell filterutformning skulle kunna se ut för det tilltänkta syftet samt ett svar på arbetets frågeställning.

### 3. Resultat

Restvatten kan definieras som ”använt vatten som har påverkats av hushåll, industriella och kommersiella aktiviteter” (WWD, 2020; egen översättning). Beroende på vilka restvattenströmmar man önskar rena kommer innehållet i vattnet att variera avseende exempelvis koncentrationen och sammansättningen av näringsämnen, förekomsten av mikroliv, patogener, tungmetaller, suspenderade ämnen och partiklar, m.m. Man har därför goda skäl att tänka sig att ett typ av biokol och en slags filterutformning kan fungera bra i ett system, men sämre i ett annat. Fokus i det här arbetet har legat på att analysera potentialen för biokol som filter för rening av näringsrika restvatten, vilket t ex kan vara lakvatten från gödsel, vatten från fiskodling, biogödsel (dvs. rejektvattnet från biogasproduktion) eller olika restvatten från livsmedelsindustrin. Dessa varierar också sinsemellan när det kommer till innehåll och vilka krav och behov som ställs på ett filter. Vidare kommer vattnets innehåll inverka på huruvida biokolfiltret sedan kan bedömas livsmedelssäkert för att kunna vidareplaceras i odling där man producerar grödor för mänsklig matkonsumtion. Biokolfiltrets utformning bör anpassas efter vilka flöden, målvärden och hanteringsmöjligheter som råder på den specifika platsen. Målet med litteraturstudien är att öka förståelsen för varför de studerade reningsresultaten ser ut som de gör samt identifiera det biokol som har bäst potential att rena specifikt samhällets näringsrika restvatten.

#### 3.1. Litteraturstudie biokolfilter

Tack vare biokolets stora yta och höga porositet har det god vatten- och näringshållande kapacitet vilket ger det potential att fungera som filtermedium. Khiari et al. (2019) klargör att ett antal faktorer som storlek, form, densitet, porositet samt biokolets kemiska egenskaper respektive t ex vattnets innehåll och flödes hastighet avgör biokolets egenskaper som filtermedium. Det är alltså fysikaliska, kemiska och biologiska parametrar inblandade i filtreringsprocesser; målet är att på en grundläggande nivå kartlägga de mest centrala av dessa.

Fokus avseende näringsämnen ligger på kväve och fosfor, och dessa förekommer i de studerade försöken framförallt i oorganisk form som ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) och fosfatfosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ).

### 3.1.1. Biokolfilterförsök

I *Tabell 3–7* sammanfattas filterförsök från litteraturen med syfte att skapa en överblick över de mest centrala aspekterna för att de olika försöken så långt det är möjligt ska kunna jämföras. Då författarna har presenterat olika information om exempelvis biokolets egenskaper och gjort mätningar på olika delar av respektive försök innehåller tabellerna inte helt motsvarande information. I *Tabell 8* i slutet av avsnittet har bara information som återfinns hos samtliga försök sammanställts (försöksparameter, näringskoncentration, mängd biokol i relation till lösning, kontaktid samt reningsresultat i samma enhet) med syfte att göra resultaten ännu mer jämförbara.

#### *Aktivt kol och biokol för rening av syntetiskt gråvatten*

Berger (2012) jämför biokol med aktivt kol i försök att rena syntetiskt gråvatten med förhållandevis låga näringskoncentrationer. Försöksupplägget och resultaten för biokolet sammanfattas i *Tabell 3*.

*Tabell 3. Sammanfattar biokolfilterförsök av Berger (2012).*

<b>Uppsättning</b>	Kolonnförsök. 4,3x50 cm biokol (=726 cm <sup>3</sup> ) + 2,5 cm grus (0,5 cm ø) över & under biokolet.
<b>Lösning</b>	Syntetiskt gråvatten. pH 8,5. EC 1,8 mS/cm. Tot-P 3,6 mg/L. PO <sub>4</sub> -P 2,6 mg/L. Tot-N 95 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 3,7 mg/L. NO <sub>3</sub> -N 1,3 mg/L.* Totalt 3,15 L lösning.
<b>Flöde</b>	0,043 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /dag (42 ml kl. 9 + 21 ml kl. 16, mån-fre, 10 veckor).
<b>Uppehållstid</b>	108 h
<b>Biokol</b>	Hackad salix. 450°C. Bulkdensitet 0,27 g/cm <sup>3</sup> .** 63% porositet. Två viktdelar 1–1,4 mm + tre viktdelar 2,8–5 mm. Ej tvättat före försök.
<b>Resultat</b>	pH 8,1, EC 1,8 mS/cm i lösning ut. Reningsgrad: Tot-P 89%. PO <sub>4</sub> -P 86%. Tot-N 91%. NH <sub>4</sub> -N 3%.

\*Även om nitrat fanns i lösningen användes ett mätinstrument som inte kunde mäta värden under 1 mg/L, varför nitrat ej finns med i resultatet då det finns goda skäl att tro att en representativ avläsning av koncentrationen ej kunde genomföras.

\*\*726 cm<sup>3</sup> biokol med bulkdensitet 0,27 g/cm<sup>3</sup> = 196 g biokol.

Uppehållstiden på 108 timmar baseras på tiden det tog för all natriumklorid (spårämne) att återfinnas i utflödet. 9,6 min var genomsnittstiden från att gråvatten sprutades på ytan av filtret till dess att vätskan började passera genom filtret, men Berger omnämner 108 timmar (eller 4 dagar och 12 timmar) som gällande uppehållstid för lösningen i filtret.

Reduceringen av NH<sub>4</sub>-N från lösningen var högt i början och i slutet av försöket (av 95 mg Tot-N/L i inflödet återfanns då bara 0,5 mg/L i utflödet, dvs 99,5% Tot-N renades av filtret). Däremellan rådde en period på ca 30 dagar då reningsgraden av ammonium var mycket låg (koncentrationen av ammonium i



utflödet var då högre än i inflödet, och Tot-N nådde sin lägsta reningsnivå under försöksperioden som var 70%) vilket sammantaget under hela försöket gav en genomsnittsurening av ammonium på bara ca 3%. Hypotesen från Berger är att biokolet initialt adsorberade ammonium till funktionella grupper på ytan, men att efter ca 20 dagar närmade biokolet sin maxkapacitet avseende detsamma. Ca 50 dagar in i försöket ökade ammoniumreduktionen åter till nivåer jämförbara med det aktiva kolfiltret och föreställningen är då att bakterier hade bildat en biofilm som bistod med rening. Vad gäller reduktionen av fosfor var biokolfiltret effektivare än det aktiva kolfiltret med jämna resultat genom hela försöket.

Det aktiva kolfiltret hade en högre bulkdensitet ( $0,56 \text{ m/cm}^3$ ) vilket innebar att vikten aktivt kol i filtret var ca 407 g (jämfört med biokolets 196 g). En uträkning på reningsresultaten för aktivt kol i enheten mg/g (dvs. hur mycket näring adsorberades per g kol) gav följande resultat:  $\text{PO}_4\text{-P}$  0,01 mg/g (biokol: 0,04 mg/g), och  $\text{NH}_4\text{-N}$  0,03 mg/g (biokol: 0,002 mg/g).

*Varierad näringskoncentration och efterbehandlingar i försök att öka adsorption*  
Betsholtz och Kjerstadius (2018) presenterar ett försök där man använt biokol för att undersöka huruvida det är möjligt att fånga upp och recirkulera näringsämnen från effluenten efter rötat matavfall. Författarna testar att rena syntetiskt och äkta restvatten. *Tabell 4* redogör för resultaten med det syntetiska vattnet som enligt författarna gav något högre reningsresultat; troligen för att näringsämnena ej behövde konkurrera med andra ämnen om adsorptionsplatserna på biokolet i lika hög utsträckning. (Dock är det intressant att näringen i det äkta vattnet trots det, i vissa av fallen, kunde uppvisa högre adsorption till kolet än det syntetiska vattnet.)

*Tabell 4. Sammanfattar biokolfiltreförsök av Betsholtz och Kjerstadius (2018).*

<b>Uppsättning</b>	Batchförsök. 50 mL plastflaskor + 40 mL lösning. Biokolmängd (som mest): 30 g/L.
<b>Lösning</b>	Syntetisk lösning baserad på rötammareffluent från nedmalet matavfall. pH 7,5. Tot-P 114 mg/L. $\text{PO}_4\text{-P}$ 100 mg/L. Tot-N 1180 mg/L. $\text{NH}_4\text{-N}$ 1000 mg/L.
<b>Flöde</b>	Se uppehållstid.
<b>Upphållstid</b>	24 h på skakbord. Därefter centrifugering för att separera vätska från kolet.
<b>Biokol</b>	Trädgårdsavfall (Högdalen). 500–700°C. pH 9,5. Fraktionsstorlek: "malt i mortel". Ej tvättat före filtrering.
<b>Resultat</b>	pH 8,2 i lösning ut. Adsorption: $\text{PO}_4\text{-P}$ -0,3 mg/g.* $\text{NH}_4\text{-N}$ 1,1 mg/g.

\*Negativa värden på fosfor beskrivs bero på att mätosäkerheten var stor pga. den låga adsorptionen.

Biokolet kunde ursprungligen beskrivas som centimeterstora flisor vilket inför försöket maldes ned i mortel. Storleken beskrivs inte närmare på den använda fraktionen. Specifik yta eller porositet är inte heller någonting som tas upp i

relation till den undersökta litteraturen i rapporten. Författarna försökte även aktivera biokolet fysiskt (med vattenånga/luft och värme) där förhoppningen var att mängden sura funktionella grupper skulle öka på biokolets yta och således öka ammoniumadsorptionen, men ingen behandling beskrivs ha givit särskilt höga adsorptionsnivåer. Resultaten från försöket gav som mest 2 mg/g adsorption av näringsämnena oavsett koncentrationen i lösning, använd biokolmängd eller eventuell efterbehandling. Denna nivå bedömdes vara så låg att man ej säkert kunde skilja den från eventuella mätfel vid analys och spädning. Även pulveriserat aktivt kol testades men författarna menar att inte heller det nådde särskilt höga reningsresultat (åtminstone inte för syftet) trots att detta är en kommersiellt använd filterprodukt; 0,3 mg/g PO<sub>4</sub>-P och 0,5 mg/g NH<sub>4</sub>-N. Emellertid var dessa resultat högre jämfört med det aktiva kolet hos Berger (2012). Nivåerna av Tot-N och Tot-P anges inte i resultaten.

#### *Försök med olika biomassor och olika framställningstemperatur*

Takaya et al. (2016) testade olika biomassor pyrolyserade i olika temperatur för rening av ammonium- respektive fosfatfosforlösningar i olika koncentrationer. Författarna menar att kolen presterade förhållandevis likvärdigt sinsemellan. Se *Tabell 5* för en sammanställning.

*Tabell 5. Sammanfattar biokolfilterförsök av Takaya et al. (2016).*

<b>Uppsättning</b>	Batchförsök. 100 mL lösning + 0,1 g biokol.
<b>Lösning</b>	PO <sub>4</sub> -P 400 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 1000 mg/L. Lösningar testade separat. pH 7.
<b>Flöde</b>	Se uppehållstid.
<b>Upphållstid</b>	24 h på skakbord.
<b>Biokol</b>	Ekträ, växthusavfall, kommunalt avfall, oljepresskaka efter anaerobisk nedbrytning. 400–450°C resp. 600–650°C. pH 8,6–10,6. CEC: 51–146 cmol <sub>c</sub> /kg. Fraktionsstorlek: ≤850 µm (=0,85 mm). Ej tvättat före filtrering.
<b>Resultat</b>	Adsorption: PO <sub>4</sub> -P 0–30 mg/g (=0–7%). NH <sub>4</sub> -N 106–137 mg/g (9–13%).

Av biomassor från 400–450°C adsorberades PO<sub>4</sub>-P bäst av växthusavfall (4%), och av biomassor från 600–650°C var oljepresskaka biomassan med högst reningsresultat (7%). Av biomassor från 400–450°C adsorberades NH<sub>4</sub>-N bäst av ekträ och kommunalt avfall (13%), och från 600–650°C var kommunalt avfall och oljepresskaka biomassorna med högst reningsresultat (13%).

Anmärkningsvärt är kanske att biokolen besatt egenskaper som kontrasterar mot det vilket oftast nämns i litteraturen; CEC ökade t ex med ökad temperatur och den specifika ytan verkade inte heller korrelera med CEC. Ett biokol från ek (400 °C) hade exempelvis 180 m<sup>2</sup>/g i specifik yta och en pressoljekaka (400 °C) hade

bara 2 m<sup>2</sup>/g i specifik yta, men de båda hade liknande CEC (51–59 cmol<sub>c</sub>/kg). Författarna redogör ej för AEC, dvs. positiva ytladdningar.

Trenden från resultaten är ökat PO<sub>4</sub>-P upptag med ökad pyrolystemperatur. Takaya et al. (2016) menar att viss korrelation verkar kunna finnas mellan förekomsten av Ca och Mg i biokolen och högt PO<sub>4</sub>-P upptag, samt att det råder mindre korrelation mellan högt PO<sub>4</sub>-P upptag och askhalt. (Den förra kopplingen är dock inte direkt övertygande.) I försöket testades även olika näringskoncentrationer och gällande NH<sub>4</sub>-N kunde man se en viss trend i form av ökande adsorption med ökande koncentration, till en viss gräns.

När det kommer till att hitta samband mellan biokolen avseende Ca- och Mg-innehåll, askhalt och CEC och deras respektive adsorptionsresultat kunde man se att biomassorna med högst fosforupptag vare sig hade högst eller lägst innehåll av varken Ca eller Mg. Dessa biomassor hade dock förhållandevis högt innehåll av aska (50% askinnehåll i växthusrester respektive 83% i oljepresskaka). Däremot hade även oljepresskakan från det lägre temperaturspannet också högt askinnehåll (80%) men bara 2% PO<sub>4</sub>-P-upptag. I det övre temperaturspannet hade kommunalt avfall relativt hög askhalt (54%) och 4% PO<sub>4</sub>-P-upptag, medan ekträ hade samma PO<sub>4</sub>-P-upptag (4%) men bara 14% askinnehåll, varför man inte utan vidare kan korrelera hög fosforadsorption med enbart högt Ca-, Mg- eller askinnehåll.

Upptaget av ammonium var förhållandevis jämnt mellan samtliga biomassor (9–13%) och angående ett eventuellt samband mellan CEC och ammoniumadsorption kunde inga entydiga samband ses. Ekträ och kommunalt avfall (13% adsorption) i det lägre temperaturspannet hade 106 cmol<sub>c</sub>/kg respektive 66 cmol<sub>c</sub>/kg. Och kommunalt avfall och oljepresskaka (13% adsorption) i det högre temperaturspannet hade 68 cmol<sub>c</sub>/kg respektive 53 cmol<sub>c</sub>/kg. Det fanns flera biomassor med högre CEC, exempelvis var växthusavfallet biomassan med högst CEC i båda temperaturspannen och detta biokol adsorberade 12% respektive 10% i det lägre och högre temperaturspannet. Alltså kan man inte heller se en tydlig korrelation enbart mellan CEC och NH<sub>4</sub>-N-adsorption.

Sammanfattningsvis kan sägas att biokolen framställda i det högre temperaturspannet i snitt var något bättre på att adsorbera näringsämnen än biokolen i det lägre temperaturspannet. Huruvida någon statistiskt signifikant skillnad råder är dock ej fastställt.

#### *Försök med olika framställningstemperatur och efterbehandlingar*

Wang et al. (2015) studerade hur temperaturskillnader i framställningen av biokol inverkar på materialets adsorptionsförmåga avseende NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N och PO<sub>4</sub>-P. Författarna jämför även behandlat biokol där grundämnet lantan (La) tillsätts i

pyrolysen med obehandlat biokol. Den förra hade bättre adsorptionsresultat men fokus ligger på resultat från biokol som ej genomgått behandling. Se *Tabell 6*.

*Tabell 6. Sammanfattar biokolfilterförsök av Wang et al. (2015).*

<b>Uppsättning</b>	Batchförsök. 150 mL flaskor. 50 mL lösning + 0,1 g biokol.
<b>Lösning</b>	Syntetisk näringslösning. PO <sub>4</sub> -P 61,3 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 25,7 mg/L. NO <sub>3</sub> -N 20,0 mg/L.
<b>Flöde</b>	Se uppehållstid.
<b>Upphållstid</b>	24 h på skakbord.
<b>Biokol</b>	Sågspån, ek. 300, 400, 500 & 600°C (30 min pyrolys). Fraktionsstorlek: <0,2 mm. Sänktes ned i avjoniserat vatten innan filterförsök.
<b>Resultat*</b>	Adsorption: PO <sub>4</sub> -P (500°C) 10,02 mg/g. NH <sub>4</sub> -N (300°C) 3,12 mg/g. NO <sub>3</sub> -N (600°C) 2,81 mg/g.

\*Redogör för biokolen med högst adsorptionsresultat.

Vad gäller egenskaperna hos biokolen framställda vid olika temperatur såg de, till skillnad från hos Takaya et al. (2016), ut som förväntat (i enlighet med *Tabell 2*). Den högre adsorptionen av ammonium hos biokol från lägre framställningstemperatur tillskriver Wang et al. (2015) den högre förekomsten av sura funktionella grupper hos desamma. (Som jämförelse kunde man se att La-biokolen från samma temperatur hade både fler sura funktionella grupper och högre ammoniumupptag.) Tvärtom tillskrivs den högre adsorptionen av nitrat hos biokol från högre framställningstemperatur den högre förekomsten av basiska funktionella grupper. (Som jämförelse kunde man se att La-biokolen från samma temperatur hade både fler basiska funktionella grupper och högre nitratusptag.) Gällande fosfatfosfor sågs ett ökat upptag med ökad framställningstemperatur upp till 500°C. Wang et al. (2015) noterar att den lösningsbara fraktionen av Ca- och Mg-joner inte skiljer sig mellan det behandlade och obehandlade biokolen trots att PO<sub>4</sub>-P adsorptionen gör det, varför författarna förkastar hypotesen att den huvudsakliga P-adsorptionsmekanismen skulle vara kopplad till utfällning eller ytavsättning, vilken lyftes hos Takaya et al. (2016). Istället är teorin att PO<sub>4</sub>-P upptag korrelerar, åtminstone delvis, med förekomsten av basiska funktionella grupper.

#### *Tvättat och ej tvättat biokol i försök att rena syntetiskt dagvatten*

Reddy et al. (2014) har i försök testat att rena ett syntetiskt urbant dagvatten innehållande suspenderade partiklar (TSS), näringsämnen, tungmetaller, PAH:er och E. coli-bakterier med hjälp av biokol. Målet var att studera reningspotentialen och jämföra effekten av att använda tvättat och inte tvättat biokol. Notera att detta är det enda studerade försöket med biokol från förgasningstillverkning, snarare än pyrolys, samt det enda studerade försöket som inte testar ammonium i lösning varför enbart nitratkväve inkluderas. Observera också att den tvättade och ej

tvättade biokolfraktionen filtrerade lösningar med olika näringskoncentrationer.  
Se *Tabell 7*.

*Tabell 7. Sammanfattar biokolfilterförsök av Reddy et al. (2014).*

<b>Uppsättning</b>	Kolonnförsök. 7 x 22,9 cm biokol ( $=881 \text{ cm}^3 = 440,5 \text{ g}$ ) + 7,6 cm grus över & under kolet.
<b>Lösning</b>	Syntetiskt dagvatten. pH 5,9–6,3. Ej tvättat: $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,57 mg/L. $\text{NO}_3\text{-N}$ 27 mg/L. EC: 3,5 mS/cm. Tvättat: $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,82 mg/L. $\text{NO}_3\text{-N}$ 14,5 mg/L. EC: 8,6 mS/cm.
<b>Flöde</b>	3 x totala filtervolymen ( $1,47 \text{ L} \times 3$ ) = 4,4 L
<b>Upphållstid</b>	5 min
<b>Biokol</b>	Träavfall (pellets). 520°C. Förgasning. Fraktionsstorlek: 2–4,7 mm. En tvättad fraktion (avjoniserat vatten + våt siktning 0,425 mm) och en ej tvättad. Porositet: 65–69%. pH 7,6–8. Vikt: $4,6 \text{ kN/m}^3 (= 469 \text{ kg/m}^3 = 0,5 \text{ g/cm}^3)$ .
<b>Resultat</b>	Ej tvättat adsorberade: $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,3–0,4 mg/l. $\text{NO}_3\text{-N}$ 4 mg/l. EC: 0,7mS/cm. Tvättat adsorberade: $\text{PO}_4\text{-P}$ 0,4–0,52 mg/l. $\text{NO}_3\text{-N}$ 1,5–2,5 mg/l. EC: 2,4mS/cm. *

\*Gällande pH i utflödet anges det ha "ökat något".

Det ej tvättade biokolet testades med en lösning som innehöll 0,57 mg/L fosfat, och 27 mg/L nitrat varpå resultatet var 0,3–0,4 mg/L fosfat i utloppsvattnet respektive 4 mg/L nitrat. Dvs 39% rening av fosfat och 85% rening av nitrat. Det tvättade biokolet testades med en lösning som innehöll 0,82 mg/L fosfat, och 14,5 mg/L nitrat varpå resultatet var 0,4–0,52 mg/L fosfat i utloppsvattnet respektive 1,5–2,5 mg/L nitrat. Dvs 44% rening av fosfat och 86% rening av nitrat.

Reddy et al. (2014) använder den kortaste kontakttiden av de studerade försöken (5 minuter) då man i försöket syftade till att undersöka huruvida ett biokolfilter skulle kunna användas för rening av urbana dagvatten där flödena kan vara höga. Då det tvättade biokolet hade marginellt högre adsorptionsnivåer (i procent) är det detta resultat som inkluderas i den jämförande *Tabell 8* nedan.

### *Sammanställning*

I *Tabell 8* syns en jämförelse av undersökta försöksparametrar, använda koncentrationer, mängden lösning (L) i relation till mängden biokol (g) samt respektive studies bästa adsorptionsresultat i jämförbar enhet (mg/g); dvs. hur många mg näring som adsorberades i relation till vikten biokol.

Tabell 8. Sammanfattar och jämför de studerade filtreringsförsöken från litteraturen. Resultatet visa hur många mg av näringsämnet som adsorberas i förhållande till vikten biokol i g.

Berger, 2012	<b>Försöksparameter:</b> aktivt kol vs. biokol. Tot. 3,15 L lösning (108 h) + 196 g biokol = 56 g biokol/L lösning. <b>Koncentration:</b> PO <sub>4</sub> -P 2,6 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 3,7 mg/L. <b>Resultat:</b> PO <sub>4</sub> -P 0,04 mg/g, NH <sub>4</sub> -N 0,002 mg/g.
Betsholtz & Kjerstadius, 2018	<b>Försöksparameter:</b> olika näringskoncentrationer & biokolbehandlingar. 40 mL lösning (24 h) + 1,2 g biokol (som mest) = 30 g biokol/L lösning. <b>Koncentration:</b> PO <sub>4</sub> -P 100 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 1000 mg/L. <b>Resultat:</b> PO <sub>4</sub> -P -0,3 mg/g, NH <sub>4</sub> -N 1,1 mg/g.
Takaya et al., 2016	<b>Försöksparameter:</b> olika biomassor & temperatur. 100 mL lösning (24 h) + 0,1 g biokol = 1 g biokol/L lösning. <b>Koncentration:</b> PO <sub>4</sub> -P 400 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 1000 mg/L. <b>Resultat:</b> PO <sub>4</sub> -P 30 mg/g, NH <sub>4</sub> -N 137 mg/g.
Wang et al., 2015	<b>Försöksparameter:</b> olika temperatur, biokolbehandling (La). 50 ml lösning (24 h) + 0,1 g biokol = 2 g biokol/L lösning. <b>Koncentration:</b> PO <sub>4</sub> -P 61,3 mg/L. NH <sub>4</sub> -N 25,7 mg/L. <b>Resultat:</b> PO <sub>4</sub> -P 10,02 mg/g, NH <sub>4</sub> -N 3,12 mg/g.
Reddy et al., 2014	<b>Försöksparameter:</b> tvättat & ej tvättat biokol. 4,4 L lösning (5 min) + 440,5 g biokol = 100 g biokol/L lösning. <b>Koncentration:</b> PO <sub>4</sub> -P 0,82 mg/L. NO <sub>3</sub> -N 14,5 mg/L. <b>Resultat:</b> PO <sub>4</sub> -P 0,004 mg/g. NO <sub>3</sub> -N 0,12 mg/g.

I kommande avsnitt diskuteras adsorptionsmekanismer i samband med bl.a. filtrering och under avsnitt 4. *Diskussion* diskuteras och analyseras resultaten från de genomgångna försöken.

## 3.2. (Ad)sorptionsmekanismer

Det finns fyra huvudsakliga mekanismer som kan resultera i att näringsämnen fastnar på biokol; utfällning av salt (kan hamna på ytan av biokolet eller i lösningen), kemisk adsorption till ytan via funktionella grupper, absorption där ett ämne via lösningen hålls innesluten i porerna samt elektrostatisk adsorption där ett anjon- eller katjonbyte sker (Fidel et al., 2018). Olika faktorer ligger bakom reaktionerna som gör sig gällande i filtreringssammanhang och kommande stycken syftar till att redogöra för några av dessa.

### 3.2.1. Fosforreaktioner

Fosforadsorption beskrivs vara beroende av bl. a. specifik yta, förekomst av basiska funktionella grupper samt metalljonreaktioner; dvs. utfällning eller ytavsättning där fosfater reagerar med metalloxiderna kalciumoxid (CaO), magnesiumoxid (MgO), järntrioxid (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) samt aluminiumoxidhydroxid (AlO(OH)) (Yin et al., 2017; Takaya et al., 2016; Wang et al., 2015).

Vid lågt pH binder fosfor gärna till ytan via funktionella grupper (oxider och hydroxider) som innehåller aluminium (Al) och järn (Fe) (Lindsay, 1979; Sample et al., 1980), medan fosfor tenderar att binda till kalcium (Ca) och magnesium (Mg) vid högt pH (Amer et al., 1985; Marschner, 1995) och bilda komplex som är svårslösliga i vatten. Ett högtemperaturbiokol har eventuellt bättre förutsättningar att fånga upp de utfällda svårslösliga komplexen fysikaliskt i sin porstruktur.

Ngatia et al. (2017) studerade hur biokol från olika biomassor och framställningstemperatur inverkar på biokolets P-sorptionsförmåga när det appliceras i lätta jordar. Samma rapport återger en trend i form av ökad P-sorption med ökad framställningstemperatur och noterar att olika biomassor tycks ha olika optimeringstemperatur i detta avseende (Ibid), varför det kan vara värt att knyta samman inverkan av framställningstemperatur på fosforadsorption med den specifika biomassan.

Trenden tycks vara att ökad framställningstemperatur hos biokol ger högre P-adsorption. Det kan bero på koncentrationen av metaller som då ökar i kolet. Vidare är amino- och amidgrupper exempel på basiska funktionella grupper som kan attrahera fosfatjoner (Yin et al., 2017), och dessa blir fler med ökad temperatur (Banik et al., 2018).

### 3.2.2. Kvävereaktioner

Kväve kan renas från lösning genom tre huvudsakliga mekanismer; adsorption till biokolets yta via funktionella grupper, biologisk assimilering till en biofilm eller genom denitrifikation då suboxiska eller anaeroba förhållanden tenderar att uppstå i nano- och mikroporerna, speciellt efter att en biofilm har etablerats och om filtret används under lång tid (Dalahmeh, 2016). Takaya et al. (2016) framhåller att när det kommer till de kemiska och fysikaliska processerna är förekomsten av funktionella grupper den främsta parametern för hög adsorption av kväve, och att det spelar en större roll än ytarea och porositet hos biokol. Dock var det inte biokolen med högst CEC som nödvändigtvis hade högst upptag av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i försöken hos Takaya et al. (2016). Biokolen med högre framställningstemperatur hade dessutom högre CEC, i motsats till vad man i litteraturen ofta läser. Men man har i försök sett att biokol från hög framställningstemperatur ( $>600\text{ }^\circ\text{C}$ ) ibland har högre CEC tack vare den ökade ytarean som kan bidra till tillgängligheten av sura funktionella grupper (Tomczyk et al., 2020; Karlsson, 2019).

Att biokol med syreinhållande funktionella grupper ska bidra till ett högre katjonupptag är emellertid omdiskuterat. Kearns et al. (2019) återger hur

forskningen pekar åt olika håll när det kommer till effekten av de syreinhållande funktionella gruppernas förmåga att bistå med adsorptionsplatser för föroreningar genom vätebindningar. Försök från Li et al. (2002) indikerar att dessa aktiva ytor inte bara är attraktiva adsorptionsplatser för olika näringsämnen utan också för vattenmolekyler. Detta kan innebära att steriska begränsningar sätts för adsorbaten (dvs. ämnen som man önskar adsorbera till ytan blockeras). Det är troligt att biokol från högre framställningstemperatur som är mer hydrofoba är mindre känsliga för den här effekten enligt Enaïme et al. (2020). Men om de är hydrofoba har de rimligen också en lägre CEC.

Resultaten hos Wang et al. (2015) visar dock en väntad korrelation mellan högt CEC, låg framställningstemperatur och högt ammoniumupptag. Högre framställningstemperatur gav högre nitratadsorption vilket också går i linje med uppgifter i litteraturen; högre temperatur ger fler basiska funktionella grupper som kan adsorbera anjoner.

### 3.2.3. Biofilm

En biofilm kan definieras som ”en sammansättning av mikrobiella celler inneslutna i en matris av bakteriecellgenererade extracellulära polymera substanser som finns på en yta” (Sehar och Naz, 2016; egen översättning). Restvatten innehåller ofta både organiska kolföreningar och olika mikroorganismer. I ett filter kan dessa mikroorganismer bilda en skyddande biofilm bestående av olika polymerer på ytan av nästan vilket material som helst och bistå reningen genom biologisk nedbrytning av föroreningar, bioackumulering (biologisk assimilering), biosorption och mineralisering (Flemming och Wingender, 2010; Sehar och Naz, 2016). Utöver detta bistår en del av bakterierna med nitrifikation (om det råder syrerika förhållanden) eller denitrifikation (om det råder syrefattiga förhållanden). Hög nitratreducering från lösning under anaeroba förhållanden kan indikera att nitratkvävet omvandlats till kväve- eller lustgas och avgår i gasform (Dalahmeh, 2016). Detta innebär att allt det kväve som saknas i utflödet, jämfört med de ingående mängderna, inte nödvändigtvis kommer återfinnas i själva biokolet.

För att en biofilm ska kunna formas förutsätts det att mikroorganismer (bakterier) finns i lösningen, att det finns tillräckligt med näring för dem att föröka sig samt att kontakttiden mellan lösningen och filtermediet inte är för kort (Sehar och Naz, 2016; Dalahmeh 2016). Om lösningen letar sig igenom etablerade gångar i filtermediet finns en risk att biofilmen inte utvecklas och bistår med rening till sin fulla potential (Dalahmeh et al., 2012). Vidare har en högre specifik yta visat sig stimulera bildningen av en mer effektiv biofilm. Exempelvis visade sig en fraktionsstorlek på 0,21 mm vara en bättre koloniseringsyta för bakterierna



jämfört med 1,4 mm i ett försök (Dalahmeh et al., 2012). Mahmood et al. (2015) noterar att biokol med högst specifik yta och porositet också var det som i störst utsträckning täcktes av en biofilm samt att densamma kunde förbli aktiv i fem månader efter inokulering. Dalahmeh (2016) bedömde att biokol med fler och större porer utgjorde bättre förutsättningar för etablering av en biofilm, framförallt om filtret ska användas under lång tid, då fler nano- och mikroporer riskerar att biofilmen utvecklas för snabbt och täpper till filtret. Att ytan på en nanoskala är något ojämn kan gynna biofilmutvecklingen då det utgör ett skydd och underlättar tillväxt (Sehar och Naz, 2016). Vidare har närvaron av tvåvärda katjoner, exempelvis kalcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) visat sig bidra till bildningen av en tjockare biofilm varför framförallt kalciumjoner tros vara betydelsefullt för processen (Ibid). Genom att tillföra ett system fler tvåvärda katjoner har man i studier kunnat se utvecklingen av en tjockare och mer mekaniskt motståndskraftig biofilm (Das et al., 2014).

Mikroorganismerna i biofilmen kan vara känsliga för pH- och temperaturfluktuationer. Sehar och Naz (2016) nämner pH 7 och ca 40°C som målvärden under vilka många bakterier brukar trivas. Då kan de ofta producera rikligt med polysackarider och tillväxa optimalt. Lens et al. (1994) noterade att det tog 30–40 dagar för biofilmen att formas i ett försök att rena restvatten med olika material. I Bergers (2012) filtreringsförsök uppgavs en effektiv biofilm troligen ha formats efter 50 dagar. Sidibe (2014) konstaterar att ett äkta restvatten bör bidra till utvecklingen av en biofilm i högre grad jämfört med syntetiskt restvatten, troligen då bakterier kan tillgodogöra sig mer energi ifrån organiska kolföreningar i äkta restvatten. Då Berger (2012) använde en syntetisk lösning med pH 8,5 bistod lösningen troligen inte bakterierna med optimala förutsättningar för tillväxt varför den kortare tidsuppskattningen på omkring 30–40 dagar kanske är mer rimlig att utgå ifrån i en verklig filterapplikation. Men det behövs fler källor för att en säker slutsats ska kunna dras angående tidsperspektivet.

### 3.2.4. pH

En lösnings pH-värde påverkar förekomsten av olika kväve- och fosfatformer men också biokolets ytladdning. CEC ökar med högre pH och AEC ökar med lägre pH (Banik et al., 2018). Det gör pH till en parameter som inverkar på adsorptionsresultatet. Samtidigt har högttemperaturbiokol både högre AEC och högre askhalt där det senare alltså ökar pH i lösning, och ökat pH bidrar i sin tur till en minskning av AEC och ökning av CEC. Om biokolet sköljs med avsikt att avlägsna aska kan det innebära att även den finaste fraktionen av biokolet, med hög specifik yta, följer med och avlägsnas vilket kan ge påverkan på adsorptionen.

Försök har visat att en större mängd ammonium tas upp om lösningen har ett svagt basiskt eller neutralt pH ( $<8$ ), då  $\text{NH}_4^+$  tas upp av en adsorbent med hög katjonbyteskapacitet utan att behöva konkurrera om adsorptionsplatser med vätejoner ( $\text{H}^+$ ) i lösningen (Yin et al., 2017). Vid ett högre pH förekommer kvävet alltmer som ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) vilket innebär att det avgår i gasform och inte kan adsorberas. Ett lågt pH ( $<4$ ) skapar konkurrens mellan vätejoner och ammoniumjoner, och en högre förekomst av plusladdningar innebär att anjonbyteskapaciteten ökar på biokolet. Detta bör i sin tur bidra till en ökning av upptaget av nitratjoner ( $\text{NO}_3^-$ ). I ett basiskt pH kommer nitratjoner konkurrera med hydroxidjoner ( $\text{OH}^-$ ) om adsorptionsplatser vilket reducerar upptaget av nitrat, på motsvarande sätt som när ammonium konkurrerar med vätejoner vid låga pH-värden (Ibid). Fidel et al. (2018) undersökte hur olika pH (3,5–7,5) och framställningstemperatur (400, 500 och 600°C) påverkade ammonium- och nitratadsorptionen hos biokol från ekträ och halm. De kunde konstatera att ammoniumupptaget var som högst (0,7–0,8 mg/g) när biomassan framställdes i 400°C och pH i lösningen var 7–7,5. Medan nitratupptaget var som högst (1,4–1,5 mg/g) när biomassan framställdes i 600°C och pH i lösningen var 3,5–4 (Ibid), vilket stämmer överens med ovan teorier.

Vad gäller lösningens pH så påverkar det även fosfatfosforns olika förekomstformer. I en starkt basisk lösning ( $\text{pH} >12,4$ ) är fosfatjonen ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) vanligast. I svagt basisk lösning ( $\text{pH} <7,2$ ) är vätefosfatjonen ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) vanligast. I svagt sur lösning är divätefosfatjonen ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) vanligast, och i en starkt sur lösning ( $\text{pH} <2,1$ ) är fosforsyra ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) den mest förekommande fosfatformen (Brunno och Fitzsimmons, 2016).

När pH stiger över 7 tenderar fosfatjoner att reagera med kalciumjoner ( $\text{Ca}^{2+}$ ) och falla ut som kalciumfosfat ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ). Men med stigande pH uppstår även en konkurrens mellan fosfater och karbonatjoner ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) samt lösta organiska kolföreningar (DOC) om kalciumjonerna, vilket innebär att mer fosfat finns kvar i lösningen vid högt pH (10) om lösningen även innehåller karbonatjoner och lösta organiska kolföreningar (Ibid). Effekten är störst när DOC förekommer i lösningen (dvs. då bibehålls en större andel fosfater i lösningen eftersom DOC troligen reagerar med Ca-jonerna i större utsträckning än karbonatjoner). Med stigande pH fortsätter reaktionerna mot bildandet av hydroxylapatit vilket också innebär att fosfor blir alltmer svårlös (Ibid). Brunno och Fitzsimmons (2016) noterade att fosfatjoner förekommer som mest i lösning med pH 3–5,5 och att pH  $>8,5$  innebär en signifikant minskning av fosfater i lösningen. Ett högt pH-värde i lösningen innebär emellertid att fosfatjonerna behöver konkurrera med hydroxidjoner om adsorptionsplatser på biokolet, en faktor som reducerar upptaget något (Yin et al., 2017).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att ett högt pH tenderar att gynna katjonupptaget hos en adsorbent, i synnerhet lågtemperaturbiokol som ofta redan har ett högre CEC. CEC ökar inte lika mycket med ökande pH om biokolet framställts i högre temperaturer (Banik et al., 2018). Troligen eftersom hydroxidjonerna då attraheras till högttemperaturbiokolets positiva laddningar. På motsvarande sätt tenderar ett lågt pH att gynna anjonupptaget hos en adsorbent, framförallt om biokolet har framställts i högre temperatur och redan har ett högre AEC.

### 3.2.5. Porer och specifik yta

Inverkan av biokolets porositet och specifika yta har till synes ej varit en avgörande parameter i de studerade filterförsöken från litteraturen. Enligt Wilson (2014) spelar porositeten roll för absorptionen, medan ytarea med sin möjliga effekt på förekomsten av funktionella grupper ger en effekt på adsorptionen. Dock exemplifierar t ex Takaya et al. (2016) hur hög specifik yta och hög CEC inte alltid korrelerar.

Ett pulveriserat biokol har högre specifik yta vilket kan öka CEC. Den specifika ytan hos biokol är ofta flera hundra  $\text{m}^2/\text{g}$ . Detta kan vara fördelaktigt vid filterapplikation men närvaro av partiklar i vattenkroppen kan orsaka att filtret sätts igen om biokolet är för finfördelat, vilket kan leda till problem i systemet. Ett annat potentiellt problem är att om biokolet ej har tvättats så kan den mest finfördelade fraktionen (som dessutom har den högsta specifika ytan) initialt agera som adsorbent för föroreningar i filtret, men sedan följa med effluenten ut och i systemet riskera att desorbera det som initialt sorberats till biokolet (Reddy et al., 2014). Därför kan det vara en god idé att skölja biokolet innan det används som filter. De studerade filtreringsförsöken som tvättade biokolet gjorde så med avjoniserat vatten, men anledningen till att avjoniserat vatten användes var troligen att sköljningen inte skulle påverka reningsresultaten kemiskt. Genom att avlägsna askfraktionen kan dessutom pH-värdet stabiliseras något i systemet.

En mindre biokolfraktion i filtret kommer inverka på uppehållstiden för vilken lösningen är i kontakt med biokolet. Dalahmeh (2016) såg att ett biokolfilter med partikelstorlek 2,8 mm i diameter gav lösningen en signifikant kortare uppehållstid i filtret (66 h) jämfört med fraktionsstorlekarna 0,7 mm (85 h) respektive 1,4 mm (87 h) och lägre uppehållstid korrelerade även med ett lägre  $\text{NH}_4\text{-N}$  upptag. I försöket reducerade ett biokolfilter med 1,4 mm fraktionsstorlek 99% av ammoniumkvävet från lösningen medan en fraktionsstorlek på  $>5$  mm bistod med 63% reduktion (vilket dock kompensades med att Tot-N reduktionen istället ökade med 10 procentenheter) (Ibid).

Värt att påpeka är skillnaden som man kan förvänta sig i mesokosmförsök där man testar rening med syntetiska vatten innehållande enskilda eller några få näringsämnen i motsats till äkta restvatten eller fältförsök där vattnet troligen kommer att innehålla en mer komplex sammansättning ämnen, löst organiskt material (DOM), mikroorganismer och partiklar vilka riskerar att täppa till porer och/eller konkurrera om adsorptionsplatser på kolet (Kearns et al., 2019). Kearns et al. (2019) testade att rena dagvatten från bl.a. anjonen 2,4-diklorfenoxiättiksyra (2,4-D) som ingår i herbicider där vattnet innehöll bl.a. 4 mg DOM/L TOC. De jämförde biokol framställt i en syrefri pyrolys s.k. *conventional anoxic pyrolysis* (CAP), med biokol framställt i en s.k. *top-lit updraft gasifier* (TLUD) dvs. en förgasningsprocess med närvaro av något mer syre och med ett visst luftflöde. Biomassan var blandade restprodukter från skogs- och jordbruk. De olika kolens framställning genererade olika porositet vilket tros vara mekanismen som har inverkat på reningen av bekämpningsmedel. TLUD-biokol hade lika mycket mikroporer men 2,5 gånger så hög förekomst av mesoporer jämfört med CAP-biokol vid framställningstemperatur på  $\geq 850$  °C. Och med en s.k. blöt släckning genererades ett tio gånger högre adsorptionsresultat av 2,4-D hos TLUD-kolet, troligen pga. att ytan inte blev tilltäppt av partiklar i restvattnet i lika stor utsträckning (Kearns et al., 2019). Skillnaden i porositet mellan framställningsteknikerna tros kunna bero på att det högre luftflödet bidrar till att avlägsna tjära och öppna upp porer. Men man testade också hur olika släckningsmetoder påverkade resultatet; torr släckning där man stryper luftflödet genererade 40% lägre adsorption av bekämpningsmedel jämfört med blöt släckning med vatten. Troligen bidrog vattnet med att öppna upp och rensa porerna från exempelvis aska; en mild slags aktivering av kolet (Ibid).

Resultaten indikerar hur porositeten hos biokol kan vara mer relevant i system där vattnet innehåller suspenderade partiklar och organiskt löst material. Leng et al. (2020) summerar att några av teknikerna för att skapa ett biokol med hög porositet är med hjälp av framställningstemperaturer i spannet 400–700°C, en upphettningshastighet på 5–30 °C/min, uppehållstid på 30–120 min samt ett måttligt gasflöde på 50–150 mL/min.

### 3.2.6. Samexisterande joner

När det kommer till förekomsten av olika joner som samexisterar i en lösning fann Liu et al. (2010) att ammoniumadsorptionen inte påverkades negativt av närvaron från exempelvis  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , eller  $\text{SO}_4^{2-}$ , men däremot av  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  och  $\text{PO}_4^{3-}$ . När fosfor förekommer med andra joner tenderar det att antingen innebära en konkurrens om adsorptionsplatser, alternativt att de samexisterande jonerna reagerar med ytan på biokolet och bildar en utfällning

som kan täcka biokolets yta eller täppa till porer vilket reducerar vidare adsorption (Yin et al., 2017). Andra studier har sett ett fördubblat ammoniumupptag vid rening av mejerislam jämfört med syntetisk lösning (Sarkhot et al., 2013). Betsholtz och Kjerstadius (2018) kunde i några av sina försök se ökat ammoniumupptag med det äkta restvattnet från rötat matavfall (resultat ej inkluderat i arbetet), vilket kanske har sin grund i samma mekanism som hos Sarkhot et al. (2013). Det indikerar att förekomsten av andra ämnen i lösningen kan bistå ammoniumadsorptionen och inte behöver fungera inhiberande och att äkta restvatten kan generera ökat ammoniumupptag jämfört med syntetiskt. Mekanismerna för detta kan vara av ett slag som ej kan spekuleras djupare kring inom ramen av detta arbete men observationen är likväl intressant att påpeka.

Alltså kan det sägas att förekomsten av olika joner i en lösning antingen kan innebära en konkurrens om adsorptionsplatser eller kan det av okänd anledning fungera gynnsamt för sorptionen av åtminstone ammonium.

### 3.2.7. Absorption

Näringsämnen kan bindas till biokol indirekt via absorption vilket innebär att biokolet suger åt sig vätska. Man kan jämföra det med hur en svamp absorberar vatten. Absorption är framförallt beroende av biokolets porositet och porstorlekar (Zhang och You, 2013). Stora porer fyller dels funktionen att de kan hålla vatten, och indirekt näringsämnen, dels kan de transportera vätskan till de mindre porerna. Därför är både porvolym och genomsnittlig pordiameter av intresse; med större porer har vätska möjlighet att snabbare absorberas i kolstrukturen. I sammanhanget är mesoporer relativt små (Ibid). Även syreinhållande funktionella grupper kan bistå med ökad vattenhållande förmåga (WHC) hos biokol, då vatten kan attraheras till biokolets negativa laddningar via vätebindningar, men då är det tal om adsorption.

Zhang och You (2013) undersökte WHC hos två olika vedartade biomassor (poppel och tall) pyrolyserat i 450°C respektive 550°C. Resultatet var att biokolen från högre temperatur kunde hålla mer vatten, men de olika träslagarna gav i detta försök större skillnader än temperaturen; poppel hade ca 300% högre WHC jämfört med tall. Större temperaturskillnader i försöket hade säkert påvisat större variation inom samma biomassa. Poppel 450°C absorberade 3,44 mL vatten/g, och 550°C absorberade 3,98 mL/g. Tall 450°C absorberade 1,19 mL/g, och 550°C absorberade 1,37 mL/g (Ibid). Försöket påvisade ingen korrelation mellan förekomsten av funktionella grupper och WHC, varför man kan anta att denna (adsorptions-)mekanism ej är särskilt stor, åtminstone inte i detta försök. Däremot såg man att förekomsten av syreinhållande funktionella grupper minskade med

ökad temperatur, i linje med andra uppgifter från litteraturen. Vätebindningar bedöms spela en relativt stor roll när det kommer till aktivt kols adsorptionspotential och WHC, men med större porstorlekar hos biokol ges denna mekanism mindre effekt till förmån för högre kapillärkraft (Ibid).

Absorption bedöms inte vara den filtreringsmekanism man huvudsakligen ska förlita sig på i en kommersiell filterapplikation då det förutsätter att relativt stora mängder biokol används i relation till mängden lösning. (Dessutom skulle en sådan utformning troligen innebära att mängden vatten i systemet skulle minska anmärkningsvärt.) Denna mekanism ges i princip heller ingen uppmärksamhet i de studerade filterförsöken. Om man ändå använder stora mängder biokol i relation till lösning är det såklart en faktor att räkna med. Då vatten har en densitet på 1 väger alltså 1 mL vatten 1 g, vilket innebär att de prövade biokolen i detta försök kan absorbera vätska ca 1–4 gånger sin egen vikt. Med högre framställningstemperatur finns goda skäl att anta att den siffran kan bli högre eftersom porvolymen då ökar.

## 4. Diskussion

Från de studerade filterförsöken är det anmärkningsvärt att Takaya et al. (2016) hade så pass mycket högre reningsresultat än övriga. 30 mg fosfatfosfor adsorberades per g biokol följt av Wang et al. (2015) med en tredjedel av det (10,02 mg/g), och 137 mg ammoniumkväve adsorberades per g biokol följt av Wang som hade en fyrtiofjärdedel av den nivån (3,12 mg/g). Trots de stora skillnaderna hade både Wang och Betsholtz och Kjerstadius (2018) liknande försöksuppsättning som Takaya med batchförsök och 24 timmar på skakbord.

Hur resultaten hos Takaya et al. (2016) kan bli så mycket högre än övriga är svårt att svara säkert på. En av skillnaderna var att de hade en av de mindre fraktionsstorlekarna (0,85 mm). Bara Wang et al. (2015) hade med säkerhet mindre (0,2 mm) då Betsholtz och Kjerstadius (2018) angav ”malt i mortel” som fraktionsstorlek. Reddy et al. (2014) hade fraktionsstorlek 2–4,7 mm och Berger (2012) hade 1–5 mm. Temperatur och pH i lösning är vidare en parameter som kan inverka men som inte alla försök redogör för. Enaime et al. (2020) återger att försök har visat att ökad temperatur från 15°C till 45°C har gett ökad adsorption av bl.a. ammonium (alternativt ammoniakavgång), men man kan kanske anta att de flesta haft rumstempererade lösningar. Högt pH i lösning ökar CEC på lågtemperaturbiokol, medan lågt pH ökar AEC på högtemperaturbiokol. Samtidigt tenderar basiska kol att ha bättre fosfatupptag. Takaya et al. och Betsholtz och Kjerstadius har förhållandevis högt pH i sina biokol (8,6–10,6 respektive 9,5) jämfört med andra som redovisar samma uppgift. Enligt teorin skulle detta kunna öka P-adsorptionen men Betsholtz och K. hade låga resultat. Berger har av de redovisande försöken högst pH i lösning (8,5) vilket skulle kunna ge högre CEC på lågtemperaturbiokol. Bergers biokol framställdes i 450°C och initialt beskrevs det ha haft lika hög ammoniumadsorption som kontrollen med aktivt kol, men 20 dagar efter försöksstart reducerades kväveadsorptionen markant och biokolen bedömdes då ha nått sin maxkapacitet vad gäller N-adsorption. Därför har också Berger (2012) mycket låga kväveresultat totalt.<sup>4</sup>

---

<sup>4</sup> Vid en uträkning på hur mycket NH<sub>4</sub>-N biokolet hade kapacitet att adsorbera fram tills att kemisk maxkapacitet bedömdes ha nåtts genereras följande uträkning: 726 cm<sup>3</sup> biokol med bulkdensitet 0,27 g/cm<sup>3</sup> = 196 g. 42 mL+21 mL x 20 dagar = 1 260 mL lösning innehållande (bl.a.) 3,7 mg NH<sub>4</sub>-N/L. 3,7 mg x 1,3 L = 4,81 mg NH<sub>4</sub>-N. 4,8 mg/196 g = 0,02 mg/g. Resultatet kan tolkas som att biokolet i Bergers försök nådde sin maxkapacitet då det hade adsorberat 0,02 mg/g NH<sub>4</sub>-N.

En annan parameter som skiljer försöken åt är mängden biokol i relation till lösning där försöket med minst biokol var Takaya et al. (2016) med 1 g biokol/L lösning, följt av Wang et al. (2015) med 2 g biokol/L lösning, Betsholtz och Kjerstadius (2018) med som mest 30 g biokol/L lösning, Berger (2012) med 56 g biokol/L lösning och Reddy et al. (2014) som hade mest med 100 g biokol/L lösning. Dock syns inget tydligt samband mellan använd biokolmängd och adsorptionsresultat, och resultaten (i *Tabell 8*) anges i mg näring per g biokol; dvs. enheten är jämförbar försöken emellan oavsett använd lösnings- eller biokolmängd. Mängden biokol i relation till mängden lösning kan vara relevant om biokolen, som i Bergers fall, tidigt i försöket når sin maxkapacitet vilket reducerar det totala resultatet – liksom när det kommer till att ta ställning till hur länge ett filter kan användas innan det blir fullt i en verklig applikation. Alternativt blir det aktuellt om man önskar att absorption ska vara en gällande filtermekanism. Med tidsaspekten följer även aspekten av en biofilm då man med koll på ett specifikt biokols reningspotential eventuellt bör dimensionera ett filter så att det fångar upp tillräckligt med näring via kemiska och fysikaliska sorptionsmekanismer fram tills dess att en effektiv biofilm hunnit utvecklas vilken vidare kan bistå med biologisk rening. Detta uppskattades hos Lens et al. (1994) ta 30–40 dagar. Vidare kan då en mätning av vattnets flödes hastighet genom filtret indikera när det börjar bli fullt rent fysikaliskt, eftersom partiklar och döda celler från bakterier över tid kommer att ackumuleras i porstrukturen och riskerar täppa till filtret (Dalahmeh, 2016).

Den parameter som med säkerhet skiljer Takaya et al. (2016) från övriga försök är det faktum att de testade filtrera fosfatfosfor och ammoniumkväve med separata lösningar vilket kan innebära att näringsämnena ej konkurrerar om adsorptionsplatser på biokolets yta i lika stor utsträckning. Som invändning kan man argumentera att fosfatfosfor är en anjon medan ammoniumkväve är en katjon och således bör de ändå attraheras till olika ytladdningar. Men Liu et al (2010) fann att ammoniumadsorptionen i försök hade påverkats negativt när bl.a. fosfatfosfor fanns med i lösningen varför detta skulle kunna vara en del av förklaringen till försökets höga adsorptionsresultat.

Försöksresultaten visar också en viss trend när det kommer till koncentrationsnivå av näringsämnen i lösningen och adsorptionsnivå. Högre koncentrationsnivå tenderade att ge högre adsorptionsnivå, vilket har sammanställts i *Tabell 9* för fosfor och *Tabell 10* för kväve.



Tabell 9: ordnar koncentrationen och upptaget av fosfatfosfor i de studerade försöken, från lägsta nivå till högsta.

PO <sub>4</sub> -P koncentration	PO <sub>4</sub> -P adsorption
0,82 mg/l (Reddy et al., 2014)	–0,3 mg/g* (Betsholtz & K., 2018)
2,6 ml/l (Berger, 2012)	0,004 mg/g (Reddy et al., 2014)
61,3 mg/l (Wang et al., 2015)	0,04 mg/g (Berger, 2012)
100 mg/l (Betsholtz & K. 2018)	10,02 mg/g (Wang et al., 2015)
400 mg/l (Takaya et al., 2016)	30 mg/g (Takaya et al., 2016)

\*Pga mätosäkerhet bör resultatet tas med försiktighet.

Tabell 10: ordnar koncentrationen och upptaget av ammoniumkväve i de studerade försöken, från lägsta nivå till högsta.

NH <sub>4</sub> -N koncentration*	NH <sub>4</sub> -N adsorption*
3,7 mg/l (Berger, 2012)	0,002 mg/g (Berger, 2012)
25,7 mg/l (Wang et al., 2015)	1,1 mg/g (Betsholtz & K., 2018)**
1000 mg/l (Betsholtz & K., 2018; Takaya et al., 2016)	3,12 mg/g (Wang et al., 2015)
	137 mg/g (Takaya et al., 2016)

\*Reddy et al. (2014) mätte ej ammonium utan nitrat och är därför ej med i listan.

\*\*Pga mätosäkerhet bör resultatet tas med försiktighet.

Då Reddy et al. (2014) ej använde ammonium i sina lösningar utan nitratkväve, finns detta resultat ej med i *Tabell 10*. Dock använde även Berger (2012) och Wang et al. (2015) nitrat i sina lösningar. Berger använde lägst koncentrationer och fick också lägst adsorptionsnivåer, medan Wang använde en nitratkoncentration som låg mellan Reddys två koncentrationer. Wang nådde högre adsorptionsresultat än Reddy (2,81 mg/g adsorption hos Wang, jämfört med 0,23 mg/g respektive 0,12 mg/g hos Reddy).

I rapporten från Betsholtz och Kjerstadius (2018) nämns i princip inte porositet eller specifik yta hos biokol, vare sig i relation till det egna försöket eller genomgången litteratur, vilket får dessa parametrar att framstå som mindre relevanta i relation till resultaten. Fokus ligger istället framförallt på biomassa och framställningstemperatur som bl.a. påverkar förekomsten av funktionella grupper (men det kan ju alltså även specifik yta göra). De undersöker också hur koncentrationen av näringsämnen i lösning påverkar resultaten där författarna fastställer att en högre näringskoncentration genererar högre adsorption (vilket också resultaten i *Tabell 9* och *Tabell 10* indikerar). De fastställer även att högre framställningstemperatur bör korrelera med bättre adsorption av anjoner såsom

nitrat och fosfat. Gällande det senare kan man både hos Wang et al. (2015) och Takaya et al. (2016) – de två försök som hade framställningstemperatur som en försöksparameter – se att ökad temperatur gav något högre upptag av fosfatfosfor. Och hos Wang et al. (2015) som även testade lösningar med nitrat gällde detsamma; högre framställningstemperatur gav bättre adsorption av nitrat.

Frågan är då om den högre framställningstemperaturen genererade högre fosforupptag tack vare förekomsten av basiska funktionella grupper (positiva laddningar) eller den högre förekomsten av Ca- och Mg-joner via askfraktionen. Takaya et al. (2016) redogjorde för förekomsten av mineraler i de undersökta biokolen utan att ett entydigt samband kunde ses mellan Mg-/Ca- eller askinnehåll och högt fosforupptag hos biokolen. Wang et al. (2015) såg inte någon skillnad när det kom till den lösningbara fraktionen av Mg- och Ca-joner hos olika biokol trots att fosforadsorptionen skiljde sig mellan dem, och författarna förkastade således hypotesen att fosforupptaget framförallt berodde på förekomsten av Ca- och Mg-joner. Wang tillskriver istället förekomsten av funktionella grupper som den parameter vilken låg bakom höga P-adsorptionsnivåer. Tyvärr finns inte data på denna parameter så att en jämförelse kan göras för att undersöka om där tycks finnas en korrelation i försöken.

Likt Betsholtz och Kjerstadius (2018) identifierar inte heller Takaya et al. (2016) specifik yta som en central parameter när det kommer till reningspotentialen utan menar att ytladdning snarare spelar roll – i enlighet med Wang et al. (2015). Trots det är det inte kolen med högst CEC som har högst ammoniumadsorption hos Takaya. Samtidigt framhåller Wilson (2014) hur adsorption av näringsämnen bestäms av både ytarea och laddning, medan Karlsson (2019) betonar att porfördelningen kan ha betydelse för adsorptionen. Vilken parameter har då störst betydelse för näringsupptaget hos biokol?

Takaya et al. (2016) undersökte desorptionen av fosfor där de allra flesta värdena var under gränsen för mätbart. Författarna menar att det kan bero på att fosfor är så starkt bundet till kolet alternativt att extraktionsvätskan var för svag, men att det även kan anses indikera att fosforadsorptionen var kemisk, snarare än fysikalisk. Dvs. teorin om att P attraherats till funktionella grupper på biokolet kan anses välgrundad. Inte heller kvävet lät sig extraheras från kolet så lätt, även om nivåerna var mätbara till skillnad från fosfor. Det kan ha berott på att kvävet effektivt bands in i porstrukturen, att saltlösningen (KCl) inte var effektiv som desorbent, alternativt att delar av kvävet avgick som ammoniak framförallt i de biokol med högt pH (Takaya et al., 2016).

Wang et al. (2015) har vidare en bra jämförelseparameter i sitt försök då de undersöker hur biokolets adsorptionsförmåga påverkas om biomassan framställs

med grundämnet lantan (La) eller inte. Resultatet var att det behandlade biokolet hade högst adsorption av näringsämnen. Det som gör försöket intressant är att vid en analys av det obehandlade och behandlade kolens yta kunde inga morfologiska skillnader urskiljas, varför man drog slutsatsen att La-biokolets högre adsorptionsförmåga av näringsämnen ej var direkt kopplat till specifik yta eller porositet. Den parameter som skiljde dessa kol åt var istället förekomsten av funktionella grupper och slutsatsen hos författarna var att det främst var detta som inverkar på N- och P-adsorptionen.

Angående porfördelningen är det inte alla försök som har gjort reda för biokolens porvolym och än mindre dess porstorleksfördelning. Kearns et al. (2019) undersökte denna parameter och fastställde att biokolet med störst andel mesoporor genererade bättre reningsresultat i ett restvatten som innehöll suspenderade partiklar då den porstrukturen bättre fångade upp dessa partiklar som annars riskerar att täcka ytan på biokolet vilket försämrar reningsresultatet. Så även om det är fallet att porositet har mindre inverkan på sorptionen av näringsämnen i en syntetisk lösning finns det goda skäl att anta att samma parameter har betydelse i en verklig applikation om restvattnet som ska rensas innehåller partiklar. Detta förklarar dock inte att biokolen med högst CEC hos Takaya et al. (2016) inte hade högst upptag av ammonium, då lösningen i försöket var syntetisk och ej innehöll suspenderade partiklar. Det är möjligt att katjoner i lösningen konkurrerar om de negativt laddade adsorptionsplatserna på biokolets yta med vattenmolekyler i enlighet med teorier från Kearns et al. (2019) och Li et al. (2002). Dock menade Zhang och You (2012) att vattenmolekyler i liten utsträckning attraherades till negativa ytladdningar på biokolen i deras försök. Huruvida denna mekanism ligger bakom det varierande sambandet mellan ammoniumadsorption och CEC hos Takaya et al. (2016) kan ej fastställas här. Det är eventuellt möjligt att ammonium hellre attraheras till sura funktionella grupper än ingår i katjonbytesreaktioner, varför ett mått på CEC isåfall ej går att direkt koppla till förväntat ammoniumupptag.

Gällande kontakttid kunde Wang et al. (2015) notera att maximal adsorptionsnivå nåddes ca fyra timmar in i försöket. Detta menar de kan indikera tiden för när kemiska interaktioner mellan lösning och adsorbent är aktuell. Reddy et al. (2014) hade i sina försök en kontakttid på bara fem minuter, dock hade de även några av de lägsta ingående koncentrationerna vilket kanske också kan vara en förklaring till att de hade relativt låga adsorptionsresultat. I en verklig applikation kommer reningsresultatet rimligen även att påverkas av förekomsten av bakterier och bildandet av en biofilm, vilket kunde ses göra sig gällande hos Berger (2012). Och Dalahmeh (2016) såg skillnad när det kom till kväveadsorptionen när kontakttiden skiljde sig mellan 66 och 85–87 timmar (ammoniumadsorptionen sjönk med ca 30 procentenheter medan totalkväveadsorptionen steg med ca 10

procentenheter). Vidare kan man kanske fundera på om batchförsök på skakbord under 24 timmar är representativt när man vill undersöka biokolets filtreringspotential där det verkliga filtret troligen kommer användas längre än så och lösningens kontaktid och flödes hastighet motsvaras då inte av det som sker när man genomför försöket på ett skakbord. Exempelvis menade Bertsholtz och Kjerstadius (2018) som genomförde ett skakförsök att det aktiva kolet inte heller hade särskilt goda reningsresultat (0,5 mg/g NH<sub>4</sub>-N och 0,3 mg/g PO<sub>4</sub>-P) trots att detta är en kommersiell filterprodukt. Dock var dessa nivåer högre än vad det aktiva kolfiltret hos Berger (2012) adsorberade, och Berger genomförde ett kolonnförsök (dvs. glasrör fylldes med biokol genom vilket lösningen passerade genom gravitationskraft) som kan tyckas mer representativt för en verklig filterapplikation (men filterutformningar kan säkerligen se väldigt olika ut).

Angående biomassa använde de flesta försöken vedartad biomassa av något slag. Berger (2012) använde hackad salix, Bertsholtz & Kjerstadius (2018) använde trädgårdsavfall, Wang et al. (2015) använde sågspån och Reddy et al. (2014) använde träavfall. Den enda som hade olika biomassor som försöksparameter var Takaya et al. (2016) som testade ekträ, växthusavfall, kommunalt avfall samt oljepresskaka efter anaerobisk nedbrytning. Ingen av biomassorna utmärkte sig avsevärt i försöket av Takaya et al. som själva uttryckte att biokolen presterade förhållandevis likvärdigt sinsemellan. Men oljepresskakan från den högre framställningstemperaturen presterade bra när det kom till både ammonium- och fosfatupptag. Enligt *Tabell 1* ska den träbaserade biomassan få en större yta och högre porositet varför man kan tänka sig att dessa egenskaper kan vara önskvärda i de fall restvattnet innehåller suspenderade partiklar. Ökad porositet och specifik yta ska också kunna gynna utvecklingen av en biofilm. Icke träbaserad biomassa ska tendera att ha högre CEC vilket förväntas gynna katjonupptaget, men hos Takaya var exempelvis ekträ en av de biomassorna med högst ammoniumadsorption vilket indikerar att det är mer komplext än att en enskild parameter kan tillskrivas ett visst resultat.

#### 4.1. Slutsats

När det kommer till arbetets frågeställning; vilka egenskaper hos biokol som har störst betydelse för dess potential att effektivt rena näringsrika restvatten, skulle det enkla svaret vara förekomsten av funktionella grupper. Sura funktionella grupper attraherar katjoner och återfinns oftast hos lågtemperaturbiokol, och ej träbaserade biomassor har oftast högre CEC som kan bidra med samma effekt. Basiska funktionella grupper attraherar anjoner och återfinns i sin tur hos högtemperaturbiokol som har högre AEC.

Filtreringsförsöken från litteraturstudien indikerar att högre fosfat- och nitratupptag sker hos biokol med högre framställningstemperatur, troligen tack vare deras positiva ytladdningar men möjligen bidrar också den relativt högre förekomsten av metaller till fosforupptaget. Ammoniumupptaget kan inte lika entydigt tillskrivas en enskild faktor. Hög CEC bör vara gynnsamt och en av huvudfaktorerna bakom ammoniumadsorptionen, men eventuellt attraheras ammonium hellre till sura funktionella grupper än ingår i katjonbyten. Om filtret används tillräckligt länge för att en biofilm hinner bildas kommer den att inverka på kväveadsorptionen och kvävereaktionerna. Man kan också vänta sig högre adsorption med högre koncentrationer av föroreningar i restvattenströmmen.

För att en biofilm ska utvecklas och bistå med rening har försök indikerat att hög specifik yta och porositet samt förekomst av tvåvärda katjoner som exempelvis  $\text{Ca}^{2+}$  är viktigt vilket kan implicera att ett högtemperaturbiokol och vedartad biomassa är bättre i sammanhanget. Men pH ska inte vara för högt för bakteriernas skull och fraktionsstorleken ska inte vara så liten filtret blir tilltäppt. Vidare beror svaret på frågan på vad det specifika restvattnet innehåller. Förhoppningsvis kan arbetet ligga till grund för att bättre matcha rätt biokol med en viss restvattenström. Ett högtemperaturbiokol kan vara mer lämpligt för rening av hydrofoba organiska föroreningar och suspenderade partiklar pga. sin högre ytareal, porositet och aromaticitet. Medan ett lågtemperaturbiokol kan vara bättre lämpat för att rena lösningen från inorganiska föroreningar och katjoner samt hydrofila ämnen.

Fler försök behöver genomföras för att bättre kartlägga adsorptionsmekanismerna och eventuella korsreaktioner. Försök på fält med äkta restvatten kan generera resultat som blir mer representativa när det kommer till kartläggningen av biokolfilter i en verklig applikation, jämfört med mesokosmförsök på labb. Det skulle också vara intressant att testa reningspotentialen hos fler biokol som framställts genom förgasning då de flesta biokol idag kommer från pyrolys och framställningsmetoderna kan ge olika utveckling på bl.a. biokolens porstruktur.

En idé när det kommer till att närma sig utformningen av ett kommersiellt filter kan vara att använda olika moduler i filteruppbyggnaden som tillåter användandet av olika biokol i samma filter, exempelvis ett högtemperaturbiokol följt av ett lågtemperaturbiokol, för att få ett bredare upptag av föroreningar. Biokol som framställs i enlighet med EBC:s riktlinjer är en hållbar produkt med flera klimat- och miljönyttor varför det är eftersträvarsvårt att hitta nya applikationsområden för biokol så att produktionen kan skalas upp i de nivåer som behövs för klimatet. Även om ett biokolfilter inte kan göras lika effektivt som exempelvis ett aktivt kolfilter kan det ändå finnas skäl i att eftersträva bruk av det speciellt om reningen innefattar att biokolet näringsladdas då inte bara filterapplikationen är av nytta

utan även den näringsladdade substratkomponent som biokolet vidare kan fungera som. Exempelvis skulle man kunna överväga att ha biokol som ett förfilter till ett annat filter för att på så vis spara på det senare materialet som kan vara både dyrare och mer resurskrävande att framställa, som i fallet med aktiva kolfilter.

## Referenser

- Amer, F.A., Mahmoud, A.A., Sabet, V. (1985). Zeta-Potential and surface area of calcium carbonate as related to phosphate sorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1137–1142.
- Amonette, J.E. och Joseph, S. (2009). Characteristics of Biochar: Microchemical Properties. I: Lehmann, J. och Joseph, S. (red.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan: London, 33-52.
- Banik, C., Lawrinenko, M., Bakshi, S., Laird, D. (2018). Impact of Pyrolysis Temperature and Feedstock on Surface Charge and Functional Group Chemistry of Biochars. *Journal of Environment Quality*. 47. Doi: 10.2134/jeq2017.11.0432
- Berger, C. (2012). *Biochar and activated carbon filters for greywater treatment – comparison of organic matter and nutrient removal*. Sveriges lantbruksuniversitet SLU. Institutionen för energi och teknik. [https://stud.epsilon.slu.se/5183/21/berger\\_c\\_130115.pdf](https://stud.epsilon.slu.se/5183/21/berger_c_130115.pdf)
- Betsholtz, A. och Kjerstadius, H. (2018). *MA i Cirkulära RObusta system. Systemstudie över VA-system med indunstning och biokoladsorption*. <https://docplayer.se/177177643-Mat-i-cirkulara-robusta-system.html>
- Bevan, E., Fu, J., Zheng, Y. (2020). Challenges and opportunities of hydrothermal carbonization in the UK; case study in Chirnside. *The Royal Society of Chemistry*. 31586-31610. Doi: 10.1039/d0ra04607h
- Bonelli, P.R., Bonomo, E.L., Cukierman, A.L. (2007). Pyrolysis of sugarcane bagasse and co-pyrolysis with an argentinean subbituminous coal. *Energy Sources, Part A*. 29: 731–740. <https://doi.org/10.1080/00908310500281247>
- Bouchelta, C., Medjram, M.S., Zoubida, M., Chekkat, F.A., Ramdane, N., Bellat, J.P. (2012). Effects of pyrolysis conditions on the porous structure development of date pits activated carbon. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*. 94: 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.12.014>
- Brunno, S.C. och Fitzsimmons, K. (2016). The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource Technology*. 219: 778–781. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.079>
- Cantrell, K.B., Hunt, P.G., Uchimiya, M., Novak, J.M., Ro, K.S. (2012). Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresour Technol.* 107: 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.084>

- Chen, B.L., Zhou, D., Zhu, L. (2008). Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. *Environ Sci Technol.* 42: 5137–5143. <https://doi.org/10.1021/es8002684>
- Chen, T., Zhang, Y., Wang, H., Lu, W., Zhou, Z., Zhang, Y., Ren, L. (2014). Influence of Pyrolysis Temperature on Characteristics and Heavy Metal Adsorptive Performance of Biochar Derived from Municipal Sewage Sludge. *Bioresource Technology.* 164 (Juli): 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>
- Das, T., Sehar, S., Koop, L., Wong, Y. K., Ahmed, S., Siddiqui, K. S., Manefield, M. (2014). Influence of calcium in extracellular DNA mediated bacterial aggregation and biofilm formation. *PLOS One.* 9 (3). Doi: 10.1371/journal.pone.0091935
- Dalahmeh, S.S., Pell, M., Vinnerås, B., Hylander, L.D., Öborn, I., Jönsson, H. (2012). Efficiency of Bark, Activated Charcoal, Foam and Sand Filters in Reducing Pollutants from Greywater. *Water Air Soil Pollut.* 223: 3657–3671. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1139-z>
- Dalahmeh, S.S. (2016). *Biokolfilters kapacitet för små avloppsvattenrening – teknisk rapport.* SLU rapport 2016:090. ISBN: 978-91-576-9398-3. SLU – Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Domingues, R.R., Trugilho, P.F., Silva, C.A., Melo, I.C.N.A., Melo, L.C.A., Magriotis, Z.M., et al. (2017). Properties of biochar derived from wood and high- nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. *PLoS ONE.* 12 (5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. (2009). Physical properties of biochar. *Biochar for environmental management.* London: Earthscan, 13-32.
- EBC (2012). *European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar.* European Biochar Foundation (EBC). [https://www.european-biochar.org/media/doc/2/version\\_en\\_9\\_3.pdf](https://www.european-biochar.org/media/doc/2/version_en_9_3.pdf) [2021-04-14]
- Fidel, R.B., Laird, D.A., Spokas, K.A. (2018). Sorption of ammonium and nitrate to biochars is electrostatic and pH-dependent. *Sci Rep.* <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35534-w>
- Flemming, H.C., Wingender, J. (2010). The biofilm matrix. *Nature Reviews of Microbiology.* 8: 623–633.
- Garcia-Perez, M. (2008). *The formation of polyaromatic hydrocarbons and dioxins during pyrolysis: a review of the literature with descriptions of biomass composition.* Fast Pyrolysis Technologies and Thermochemical Reactions. Washington State University, Pullman.
- Ghani, W.A.W.A.K., Mohd, A., de Silva, G., Bachmann, R.T., Taufiq-Yap, Y.H., Rashid, U., Al-Muhtaseb, A.H. (2013). Biochar production from waste rubber-wood-sawdust and its potential use in C sequestration: chemical and physical characterization. *Ind Crop Prod.* 44: 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.10.017>



- Gustafsson, M. (2013). *Pyrolysis för värmeproduktion*. Högskolan i Gävle.  
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:655188/FULLTEXT01.pdf>
- Hance, J. (2012). *Terra preta found in Asia*.  
<https://news.mongabay.com/2012/05/terra-preta-found-in-asia/> [2021-04-03]
- Jafri, N., Wong, W.Y., Doshi, Y., Yoon, L.W., Cheah, K.H. (2018). A review on production and characterization of biochars for application in direct carbon fuel cells. *Process Saf Environ.* 118: 152–166.  
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.06.036>
- Jin, J., Li, Y., Zhang, J., Wu, S., Cao, Y., Liang, P., Zhang, J., Wong, H., Wang, M. (2016). Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. 320 (December): 417–426.
- Joseph, S.D., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C.H., Hook, J., van Zwieten, L., Kimber, S., Cowie, A., Singh, B.P., Lehmann, J., Foidl, N., Smernik, R.J., Amonette, J.E. (2010). An investigation into the reactions of biochar in soil. *Aust J Soil Res.* 48: 501–515.  
 Doi:10.1071/SR10009
- Joseph, S., Taylor, P., Cowie, A. (u å). *Choosing a Biochar Reactor to Meet Your Needs*. <https://biochar.international/guides/biochar-reactor-to-meet-needs/#top> [2021-03-12]
- Karlsson, C. (2019). *Utvärdering av potential hos organiska restmaterial för avsättning i form av biokol*. KTH Kungliga Tekniska Högskolan.  
<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-259366>
- Kearns, J.P., Shimabuku, K.K., Knappe, D.R.U., Summers, R.S. (2019). High Temperature Co-pyrolysis Thermal Air Activation Enhances Biochar Adsorption of Herbicides from Surface Water. *Environmental Engineering Science*. 36. Doi: 10.1089/ees.2018.0476
- Khiari, Z., Alka, K., Kelloway, S., Mason, B., Savidov, N. (2019). Integration of Biochar Filtration into Aquaponics: Effects on Particle Size Distribution and Turbidity Removal. *Agricultural Water Management*.  
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105874>
- Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, L., Zhou, Y., Zhang, W., Jiang, S., Li, H., Huang, H. (2020). An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of the total Environment*.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144204>
- Lens, P.N., Vochten, P.M., Speleers, L., Verstraete, W.H. (1994). Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Research*. 28 (Januari): 17–26. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90115-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90115-5)
- Li, L., Quinlivan, P.A., Knappe, D.R.U. (2002). Effects of activated carbon surface chemistry and pore structure on the adsorption of organic contaminants from aqueous solution. *Carbon*. 40: 2085–2100.

- Li, J., Li, Y., Wu, Y., Zheng, M. (2014). A comparison of biochars from lignin, cellulose and wood as the sorbent to an aromatic pollutant. *Journal of Hazardous Materials*. 280: 450–457.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.033>.
- Li, H., Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., Ma, L.Q. (2017). Mechanisms of Metal Sorption by Biochars: Biochar Characteristics and Modifications. *Chemosphere*. 178 (Juli): 466–78.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>
- Lindsay, W.L. (1979). *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley & Sons, New York.
- Liu, H.W., Dong, Y.H., Wang, H.Y., Liu, Y. (2010). Ammonium adsorption from aqueous solutions by strawberry leaf powder: equilibrium, kinetics and effects of coexisting ions. *Desalination*. 263: 70–75.
- Lu, H., Zhang, W., Yang, Y., Huang, X., Wang, S., Qiu, R. (2012). Relative distribution of Pb<sup>2+</sup> sorption mechanisms by sludge-derived biochar. *Water Res*. 46: 854–862. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.058>
- Mahmood, S., Khalid, A., Mahmood, T., Arshad, M., Loyola-Licea, J.C., Crowley, D.E. (2015). Biotreatment of simulated tannery wastewater containing Reactive Black 5, aniline and CrVI using a biochar packed bioreactor. *The Royal Society of Chemistry Advances*. 5: 106272-106279.  
Doi: 10.1039/c5ra16809k
- Marschner, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London.
- Ngatia, L.W., Hsieh, Y.P., Nemours, D., Fu, R., Taylor, R.W. (2017). Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: Biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption. *Chemosphere*. 180: 201–211.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.012>
- Reddy, K.R., Xie, T., Dastgheibi, S. (2014). Evaluation of Biochar as a Potential Filter Media for the Removal of Mixed Contaminants from Urban Storm Water Runoff. *Journal of Environmental Engineering*. Doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000872
- Rest till Bäst (u å). *Pyrolys*. <https://biokol.org/hur-fungerar-det/pyrolys/#pyro-tabs-0> [2021-03-08]
- Sample, E.C.R., Soper, R.J., Racz, G.J. (1980). Reaction of phosphate fertilizers in soils. I: Dinauer, R.C. (red.) *The Role of Phosphorus in Agriculture*. American Society of America, Madison, WI, 263–304.
- Sarkhot, D.V., Ghezzehei, T.A., Berhe, A.A. (2013). Effectiveness of biochar for sorption of ammonium and phosphate from dairy effluent. *J Environ Qual*. 42: 1545–1554.
- Schmidt, H-P. (2012). 55 Uses of Biochar. *Ithaka Journal*. 286–289.  
<http://www.ithaka-journal.net/druckversionen/e082012-55-uses-of-bc.pdf>.

- Schmidt, H-P. (2018). Biochar and PyCCS included as negative emission technology by the IPSS. *The Biochar Journal*. <https://www.biochar-journal.org/en/ct/94> [2021-03-15]
- Science Daily (2006). *Amazonian Terra Preta Can Transform Poor Soil Into Fertile*. <https://www.sciencedaily.com/releases/2006/03/060301090431.htm> [2021-04-03]
- Sehar, S. och Naz, I. (2016). *Role of the biofilms in wastewater treatment*. Microbial biofilms – Importance and Applications. <https://doi.org/10.5772/63499>
- Shaaban, A., Se, S.M., Dimin, M.F., Juoi, J.M., Husin, M.H., Mitan, N.M.M. (2014). Influence of heating temperature and holding time on biochars derived from rubber wood sawdust via slow pyrolysis. *J Anal Appl Pyrol.* 107: 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.01.021>
- Shariff, A., Aziz, N.S.M., Saleh, N.M., Ruzali, N.S.I. (2016). The effect of feedstock type and slow pyrolysis temperature on biochar yield from coconut wastes. *Int Sch Sci Res Innov.* 10: 1410–1414. [doi.org/10.5281/zenodo.1127426](https://doi.org/10.5281/zenodo.1127426)
- Sidibe, M. (2014). *Comparative study of bark, bio-char, activated charcoal filters for upgrading grey-water*. (Examensarbete 2014:09) Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för energi och teknik. <https://stud.epsilon.slu.se/6760/>
- Parmar, A., Nema, K.P., Agarwal, T. (2014). Biochar production from agro-food industry residues: a sustainable approach for soil and environmental management. *Current science.* 107 (25): 1673-1682. <https://core.ac.uk/download/pdf/153317069.pdf>
- Tag, A.T., Duman, G., Ucar, S., Yanik, J. (2016). Effects of feedstock type and pyrolysis temperature on potential applications of biochar. *J Anal Appl Pyrol.* 120: 200–206. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2016.05.006>
- Takaya, C.A., Fletcher, L.A., Singh, S., Anyikude, K.U., Ross, A.B. (2016). Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. *Chemosphere.* 145: 518–527.
- Tomczyk, A., Sokolowska, Z., Boguta, P. (2020). Biochar physiochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology.* 19 (Mars). <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>
- Wang, Z., Guo, H., Shen, F., Yang, G., Zhang, Y., Zeng, Y., Wang, L., Xiao, H., Deng, S. (2015). Biochar produced from oak sawdust by lanthanum (La)-involved pyrolysis for adsorption of ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), and phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). *Chemosphere.* 119: 646-653. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.084>
- Weber, K. och Quicker, P. (2018). Properties of biochar. *Fuel.* 217 (April): 240–261. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>

- Werner, C., Schmidt, H-P., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C. (2018). Biogeochemical potential for biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5 °C. *Environmental Research Letters*. 13 (April). <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aabb0e/pdf>
- Wiedner, K., Rumpel, C., Steiner, C., Pozzi, A., Maas, R., Glaser, B. (2013). Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass and bioenergy*. 59 (December): 264-278. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.026>
- Wilson, K. (2014). How biochar works in soil. *The Biochar Journal*. <https://www.biochar-journal.org/en/ct/32-How-biochar-works-in-soil> [2021-03-17]
- WWD (2020). *What is wastewater*. <https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/what-wastewater> [2021-05-16]
- Yargicoglu, E.N., Sadasivam, B.Y., Reddy, K.R., Spokas, K. (2015). Physical and chemical characterization of waste wood derived biochars. *Waste Manage*. 36: 256–268. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.029>
- Yin, Q., Zhang, B., Wang, R., Zhao, Z. (2017). Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: a review. *Environ Sci Pollut Res Int*. 24: 26297-26309. Doi: 10.1007/s11356-017-0338-y
- Yuan, J-H., Xu, R-K., Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresour Technol*. 102: 3488–3497. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>
- Zama, E.F., Zhu, Y-G., Reid, B.J., Sun, G-X. (2017). The role of biochar properties in influencing the sorption and desorption of Pb(II), Cd(II) and As(III) in aqueous solution. *J Clean Prod*. 148: 127–136. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.125>
- Zhang, J. och You, C. (2013). Water Holding Capacity and Absorption Properties of Wood Chars. *Energy & Fuels*. 27 (5): 2643-2648. Doi: 10.1021/ef4000769